Problems Associated with Dredging Operations on the St. Lawrence

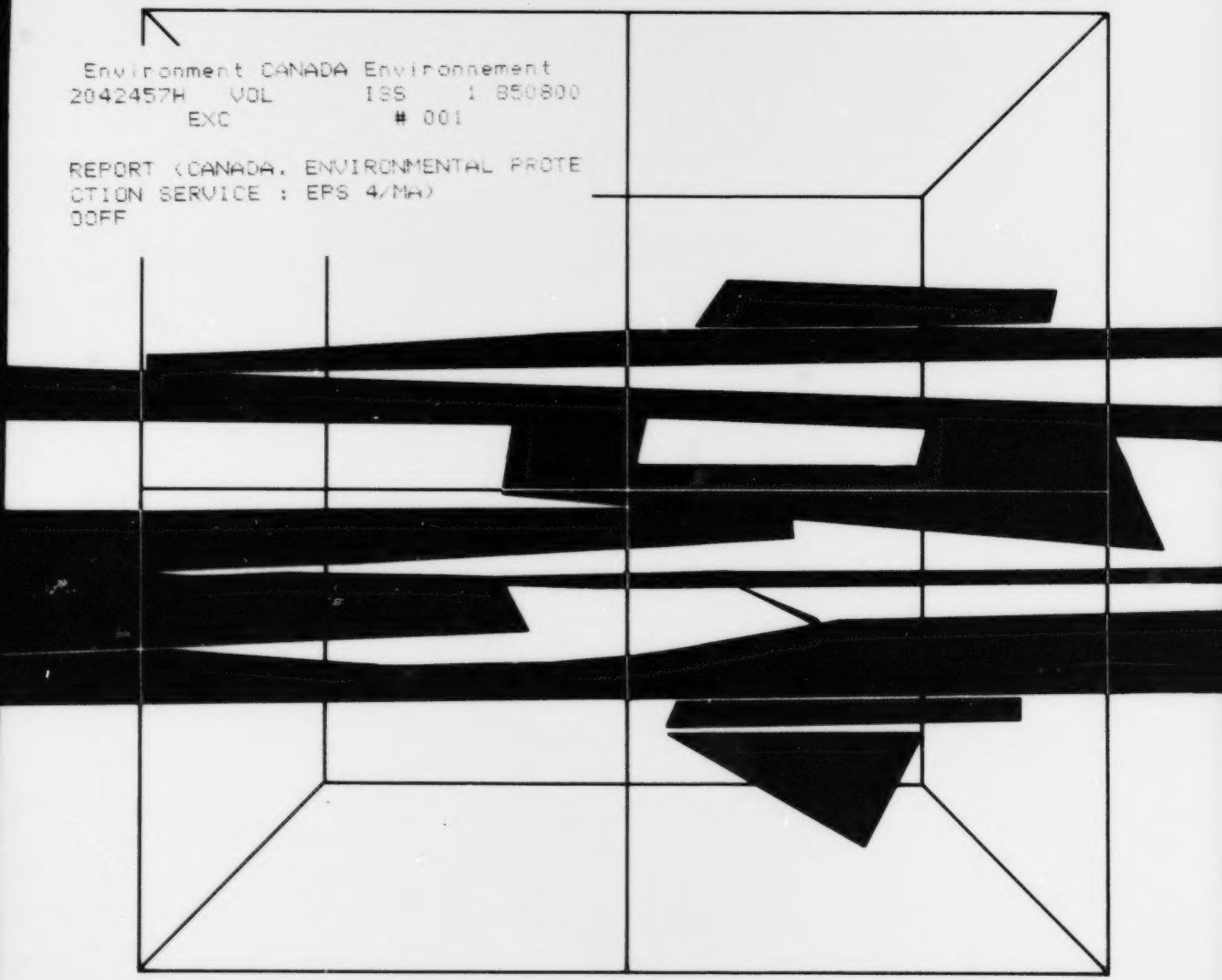
Situation, Methods and Priority Areas for Research

1885
1985

Report EPS 4/MA/1
August 1985

Environment CANADA Environnement
2042457H VOL ISS 1 850800
EXC # 001

REPORT (CANADA. ENVIRONMENTAL PROTE
CTION SERVICE : EPS 4/MA)
OOFF



Environment Canada
Environmental Protection Service

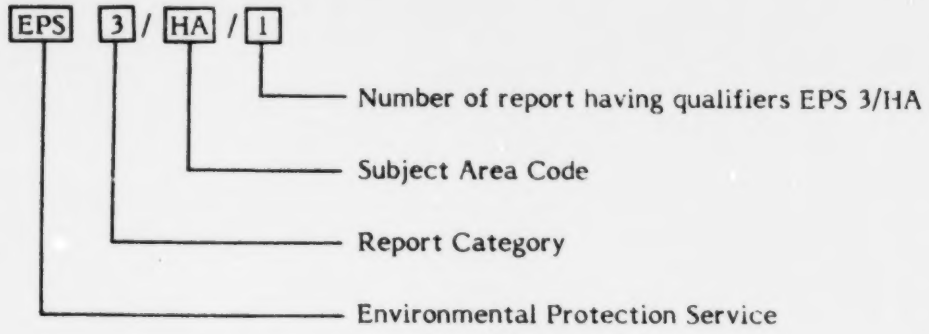
Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement

Canada

86-01757/

ENVIRONMENTAL PROTECTION SERVICE REPORT SERIES

Sample Number:



Categories

1	Regulations/Guidelines/Codes of Practice
2	Public Consultation: Problem Assessment, Control Options
3	Research and Technology Development
4	Literature Reviews
5	Surveys
6	Social, Economic and Environmental Impact Assessments
7	Surveillance
8	Policy Proposals & Statements
9	Manuals

Subject Areas

AG	Agriculture
AP	Airborne Pollutants
AT	Aquatic Toxicity
CC	Commercial Chemicals
CP	Consumer Pollution
FP	Food Processing
HA	Hazardous Wastes
IC	Inorganic Chemicals
MA	Marine Pollution
MM	Mining & Mineral Processing
NR	Northern Regions
PF	Paper and Fibres
PG	Power Generation
PN	Petroleum and Natural Gas
SP	Oil & Chemical Spills
SRM	Standard Reference Methods
TS	Transportation Systems
UP	Urban Pollution

New subject areas and codes are introduced as they become necessary. A list of EPS reports may be obtained from the Publications Section, Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 1C8.

National Parks Centennial
1885
1985
Centenaire des parcs nationaux

1885–1985:
100 years of Heritage Conservation
Canada's first national park was established in 1885 at Banff, Alberta. Today there are national parks and national historic parks in every province and territory. The National Parks Centennial is an occasion to renew our commitment to preserve examples of our heritage unimpaired for the benefit of all Canadians.

PROBLEMS ASSOCIATED WITH DREDGING OPERATIONS ON THE ST. LAWRENCE
Situation, Methods and Priority Areas for Research

René Rochon
Environmental Protection Service
Quebec Region
Environment Canada

EPS 4/MA/1
August 1985

Readers Comments

Readers who wish to comment on the content of this report should address their comments to:

René Rochon
Environmental Protection Service
Quebec Region
1179, rue de Bleury
Montreal, Quebec
H3B 3H9

November 4, 1985

EPS 4/MA/1, Problems Associated with Dredging Operations on the St. Lawrence - Situation, Methods and Priority Areas for Research

ERRATA

Page 46

Figure 4 Analysis Requirements for Sediment Categories and Disposal Methods

Recovery from Water Column, should read:

Isolation by "Capping"

ABSTRACT

Scientific documentation on sediment chemistry and the contamination potential of open-water disposal of dredged material were critically reviewed and summarized in this report. Analyses, comparisons, and recommendations were made on techniques for possible use in dredging projects. The most important limitations of these techniques were described. Recommendations were made for the establishment of priorities for future research on dredging projects, particularly those on the St. Lawrence River.

RÉSUMÉ

Le document effectue une revue critique et une synthèse de la documentation scientifique sur la chimie des sédiments et leur pollution possible suite au rejet des résidus de dragage en eaux libres. Il analyse, compare et recommande certaines techniques qui pourraient s'appliquer aux projets de dragage et présente les principales limitations de celles-ci. Il tente également, par une série de recommandations, de dégager les priorités de recherche dans ce domaine au cours des mois et des années à venir, en particulier pour le fleuve Saint-Laurent.

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to thank every one who contributed to this paper:

Marie-José Auclair	Environmental Protection Service
Adelle Leaney-East	EPS, Toronto
John Karau	EPS, Ottawa
Raymond Lemieux	Inland Water Directorate
Thanh Le-Van	Environmental Protection Service
Audrey Lynch	Ohio Environmental Protection Agency
Husain Sadar	Great Lakes International Joint Commission
Claude St-Charles	Corporate Affairs Directorate
Yolaine St-Jacques	Environmental Protection Service
André Tessier	INRS-Water, University of Quebec
Raymond Vezeau	Environmental Protection Service

and personnel from the French Editing Unit of the Environmental Protection Service, Environment Canada.

TABLE OF CONTENTS

		Page
ABSTRACT		iii
RÉSUMÉ		iii
ACKNOWLEDGEMENTS		iv
LIST OF FIGURES		vii
LIST OF TABLES		viii
1	INTRODUCTION	1
1.1	The Main Effects of Dredging Projects	1
1.1.1	Physical Impact	2
1.1.2	Chemical Impact	2
1.1.3	Biological Impact	2
1.1.4	Social Impact	3
1.2	Problems Associated with Present Evaluation Methods	3
1.3	Objectives	5
2	CHOICE OF DREDGE	7
2.1	Factors to take into Consideration	7
2.2	Equipment	7
2.3	Recommendations	10
3	SEDIMENT	12
3.1	Sampling Methods	12
3.2	Quality Evaluation Criteria	15
3.3	Recommendations	17
4	THE SEDIMENT/SURFACE WATER RELATIONSHIP	21
4.1	Exchangeable Forms of Metal in Sediment	21
4.1.1	Metals Associated with Iron and Manganese Oxides	21
4.1.2	Metals Associated with Carbonates	21
4.1.3	Metals Associated with Sulphides	22
4.1.4	Metals and Organic Matter	22
4.2	Factors Affecting Ecotoxicity	22
4.2.1	pH	22
4.2.2	Oxidation-Reduction Potential (Eh)	23
4.2.3	Salinity	23
5	POTENTIAL SHORT-TERM EFFECTS	25
5.1	Elutriation Tests	25
5.2	Calculating Dilution Rates	28

		Page
5.3	Bioassays	28
5.3.1	Analysis of Liquid and Suspended Fractions	33
5.3.2	Solid Fraction Analysis	33
5.3.3	Selecting Organisms for Bioassays	34
5.3.4	Limitations of Bioassays	35
5.4	Recommendations	36
6	POTENTIAL LONG-TERM EFFECTS	37
6.1	Bioaccumulation	37
6.1.1	Selecting Organisms	39
6.1.2	Limitations of Bioaccumulation Tests	40
6.2	Recommendations	41
7	SEDIMENT DISPERSION	42
8	GUIDELINES FOR THE ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF DREDGING PROJECTS	45
9	CONCLUSIONS	49
REFERENCES		55
BIBLIOGRAPHY		64
APPENDIX:	MAIN REFERENCES FOR THE PHYSICOCHEMICAL ANALYSIS OF WATER AND DREDGED SEDIMENT	65
GLOSSARY		68

LIST OF FIGURES

Figure		Page
1	HYDRAULIC DREDGE	8
2	MECHANICAL DREDGE	9
3	ELUTRIATION TEST	26
4	ANALYSIS REQUIREMENTS FOR SEDIMENT CATEGORIES AND DISPOSAL METHODS	46

LIST OF TABLES

Table		Page
1	CRITERIA FOR EVALUATING THE QUALITY OF DREDGED MATERIAL	4
2	SAMPLING METHODS	14
3	APPLICATION OF GRABS AND CORERS	16
4	LEVEL OF CONTAMINANTS IN ST. LAWRENCE SEDIMENT BETWEEN CORNWALL AND MONTMAGNY	17
5	COMPARISON OF CRITERIA FOR EVALUATING SEDIMENT QUALITY	18
6	SEDIMENT CLASSIFICATION CRITERIA, EPA REGION V (USA)	19
7	GUIDELINES FOR THE PROTECTION OF FRESHWATER LIFE	29
8	GUIDELINES FOR THE PROTECTION OF MARINE LIFE	30
9	MAXIMUM ACCEPTABLE LEVELS IN WATER USED FOR DOMESTIC CONSUMPTION	31
10	GUIDELINES FOR RECREATIONAL WATERS	32

1 INTRODUCTION

Commercial and recreational navigation on the St. Lawrence requires extensive dredging to maintain existing harbours and channels or establish new harbours, marinas, wharves and other associated infrastructure. Most dredging is the responsibility of federal government departments such as: Transport Canada, Public Works, Fisheries and Oceans, and Ports Canada. Environment Canada provides technical assistance concerning the effects of dredging activities on the environment.

The sediment in bodies of water in the vicinity of densely populated areas has become more and more polluted as a result of increased municipal and industrial activity and population growth. Shipping channels and harbours receive a wide variety of municipal and industrial waste because they are located close to large urban centres. These wastes end up in the sediment and frequently risk being resuspended during the course of dredging shipping channels or enlarging harbours, with all that entails for the environment.

In the past, decisions on dredging projects were dictated primarily by technical and economic considerations. Environmental and social factors are now playing an increasing part in the decisions and policies on such projects because of greater public awareness and the stand taken by an increasing number of agencies both public and private.

1.1 The Main Effects of Dredging Projects

Although the impact of dredging is not yet fully understood, any stage in the process, be it the extraction, transport or disposal of sediment, could possibly have an effect on the environment. The greatest impact may well occur when sediment is disposed of in open water, where it can be dispersed over a wide area and transported by waves and currents. The dispersion problem is further heightened by the fact that most contaminants are associated with the finest sediment particles which are easily transported and take longer to settle. Open-water disposal makes contaminants potentially available to aquatic organisms and up through the food chain, possibly to man.

The environmental impact of open-water disposal of dredged material may be divided into four main types: physical, biological, chemical and social. The physical impact is often more direct and also more easily and quickly evaluated. The evaluation does not require very elaborate laboratory tests and can be done by examining the

physical characteristics of sediment and the features of the surrounding environment. In many cases, the impact can be greatly reduced by the choice of disposal site or time of year for doing work. Chemical and biological effects, which are the main concern of this document, are usually much more difficult to determine.

1.1.1 Physical Impact. Open-water disposal of dredged material may cause a momentary increase in turbidity resulting in a change in water colour and a decrease in light penetration.

Bathymetric changes at the dredging site (channels, docking basin) or disposal site (accumulation of sediment) may cause an alteration in the pattern of water flow and sediment redistribution.

Changes may also occur in the physical properties of sediment: resuspension of the finest particles which will be transported further and redeposition of coarser particles.

Physical habitat alteration and blanketing effects may also occur as a result of open-water disposal.

1.1.2 Chemical Impact. Open-water disposal causes a decrease in dissolved oxygen as a result of oxidation of disturbed sediment and a proliferation of bacteria which feed on the resuspended organic matter.

There is a potential for increase in organic matter and possible introduction of toxic substances at the dump site or in the water column as a result of disposal.

1.1.3 Biological Impact. Alteration in sediment texture results in the redistribution or disappearance of benthic organisms with re-colonization by species which can tolerate the changed environment. In some cases communities are replaced by transitional communities or by entirely new communities. Short-term atleration in phytoplankton productivity as a result of decreased light penetration, or proliferation of some species at the expense of others because of the overabundance of nutritive salts may occur.

Lack of oxygen, necessary for respiration for living organisms, and potential bioaccumulation of toxic elements throughout the length of the food chain will diminish the number of benthic organisms. Silt and clay particles may have abrasive effects on filtering organisms (e.g., some crustaceans) and the branchiae of fish.

The accumulation of sediment on grassland combined with turbidity, will damage spawning grounds and waterfowl or muskrat habitats. Alteration and even destruction of fish reproduction and nursery areas (the young are more vulnerable than adult fish), can occur. A temporary obstacle to the movement and migration of fish

species, such as salmon, may occur because of increased turbidity.

1.1.4 Social Impact. There are a number of areas where dredging may cause a social impact including: aesthetics at recreation areas, beaches and holiday resorts; interference with recreational boating; damage to commercial fishing grounds; and silting municipal or industrial water supply intake zones.

All of these impacts (subsections 1.1.1 to 1.1.4) are largely conditional on environmental features such as:

1) Climate - seasonal variations in climate (wind speed and direction and temperature);
2) Hydrology - flow (floods, tides), waves, surface and subsurface current speed and direction, thermal or hydrodynamic stratification, and bathymetry;
3) Sediment - speed of sedimentation and particle diffusion, degree of sediment compaction and aggregation, rock and soil stability, volume of sediment, and salinity of water (higher salinity usually promotes flocculation and reduces settling time);
4) Chemistry - concentration and mobility of toxic substances in sediment, pH, Eh (redox potential), dissolved oxygen, interfacial phenomena (adsorption, desorption, precipitation, dissolution), salinity (any increase would promote metal desorption);
5) Biology - number and variety of organisms, existence of sensitive habitats (grasslands, spawning grounds, nesting sites), resistance and physiology of organisms (assimilation, excretion, respiration), and trophic exchanges in the environment (food chain);
6) The Project Itself - type of equipment (dredge, transportation), duration, intensity, scope and time of year of dredging and disposal, and type of dredging (maintenance or construction); and
7) Society - use made of the area (recreation, fishing, residential), and opinions and interests of the local community.

1.2 Problems Associated with Present Evaluation Methods

When sediment is thought to be contaminated, dredging project consultants, proponents, and analysts basing their opinion on the total concentration of metals and other contaminants, frequently discourage the practice of open-water disposal of dredged material.

A few years ago, Environment Canada's Inland Waters Directorate, acting on behalf of the St. Lawrence River Water Quality Committee, drew up criteria for evaluating the quality of dredged sediment (Vigneault et al., 1978). The criteria are based on the total concentration of pollutants in sediment in excess of the naturally occurring concentrations measured in the St. Lawrence. These standards have been used to evaluate the quality of dredged material in terms of a range of concentrations regarded as acceptable or unacceptable by dry weight of sediment (Table 1). Until very recently, if concentrations of toxic substances in sediment exceeded these standards, environmental impact studies recommended on-land disposal and rejected the open-water option.

TABLE 1 CRITERIA FOR EVALUATING THE QUALITY OF DREDGED MATERIAL (Vigneault et al., 1978)

PARAMETER	Concentration in Dry Sediment	
	Acceptable (mg/kg)	Unacceptable (mg/kg)
Total carbon %	1.5	5.0
Volatile solids	40 000	80 000
Total phosphorus	700	1 000
Arsenic	3	6
Cadmium	5	8
Chromium	70	90
Copper	30	60
Lead	20	60
Mercury	0.3	1.0
Zinc	80	175
PCBs	0.05	0.1
Oil and grease	1 000	2 000

On-land disposal of dredged material, however, results in substantially higher costs than disposal in open-water. The U.S. Army Corps of Engineers reported that for the Great Lakes region a conservative estimate of the difference in cost was 350 percent or more (International Joint Commission, 1982). These costs are difficult to justify, but in certain cases, costs may be acceptable because of the possible environmental repercussions.

Environmental impact studies are expensive; the latest research shows that methods based only on sediment analysis do not allow prediction of the ecological impact of sediment disposal in open water.

It is becoming more evident that the presence of chemical contaminants in sediment does not necessarily imply that organisms will be adversely affected since contaminants may be present in chemical forms that are not toxic. The impact on water quality and aquatic organisms is, therefore, not proportionate to the total concentration of toxic substances. When environmental conditions are not disrupted, metals in sediment may generally be regarded as chemically stable, and any significant resuspension in the underlying water is unlikely. Dredging and open-water disposal, however, may result in appreciable amounts of sediment being resuspended in the water column. Such operations provoke changes in physical and chemical conditions, particularly in the redox potential (Eh) and the pH of water. Under these conditions, some forms of particulate trace metals and other contaminants may be ingested and subsequently solubilized by aquatic organisms.

Using the total concentration of pollutants in sediment as a criterion does not necessarily reflect the true risk to the environment. Developing and using simple, effective procedures that are more suitable for estimating the extent of potential pollution would allow better evaluation of the impact of open-water disposal and might lead to a substantial cost reduction.

1.3 Objectives

As stated in the Revised Guide to the Federal Environmental Assessment and Review Process (Federal Environmental Assessment and Review Office, 1979), the main objective of Environment Canada is to ensure that human activities, such as dredging, are conducted in a way that will achieve or maintain a state of the environment necessary for the health and well-being of man, the diversity and health of species and ecosystems, and the sustained use of natural resources for social and economic benefit. In order to carry out this mandate, the Department must ensure that government departments and the private sector are aware of and assume responsibilities for protecting and improving the environment.

The objective of this study is to present a critical review and summary of scientific documentation on sediment chemistry and contamination potential, with a view to developing an assessment approach to dredging projects. Against a background of recent studies and research, particularly in the United States, the methods of impact

assessment analysis that are best suited to dredging projects on the St. Lawrence are analyzed and compared. Recommendations are then made for the establishment of priorities for future studies in this area.

2 CHOICE OF DREDGE TYPE

2.1 Factors to take into Consideration

The type of dredge and the dredging methods used to carry out work as efficiently and economically as possible depend on a number of factors:

- the nature of the material to be dredged (granulometry, aggregation, heterogeneity);
- amount of material;
- dredging depth;
- degree of sediment contamination;
- distance from dredging site to disposal site;
- machinery availability;
- transportation constraints (shipping traffic, port activity, wharf, roads);
- physical environment (winds, tide, currents, swell, location) of dredging and disposal sites;
- quality of habitat (water, fauna, flora) at dredging and disposal sites; and
- availability of suitable sites for sedimentation tanks (area, impermeability, environment).

2.2 Equipment

There are two main types of dredges: hydraulic dredges and mechanical dredges. The dredges most commonly used in Canada are the suction dredge (hydraulic) and the grapple dredge (mechanical). The spoon dredge (mechanical) is also used sometimes.

Hydraulic dredges operate on the same principal as a centrifugal water pump, where a vacuum is created at the pump intake (Figure 1). This gives a sediment/water mixture of 15% or 20% of sediment to 80% or 85% of water, and the dredged material is then channelled through a pipeline to the disposal site or discharged into barges for transportation to the dumping area.

Mechanical dredges are land-type excavators modified for underwater operation (Figure 2). Excavated material is deposited in barges. Mechanical dredges do less damage to the environment, since they do not crush excavated material as much as the hydraulic variety. The material is more compact and is, therefore, less likely to release contaminants or create turbidity. The density of the sediment remains the same, and when dumped, covers a smaller area and settles more quickly when it is mechanically

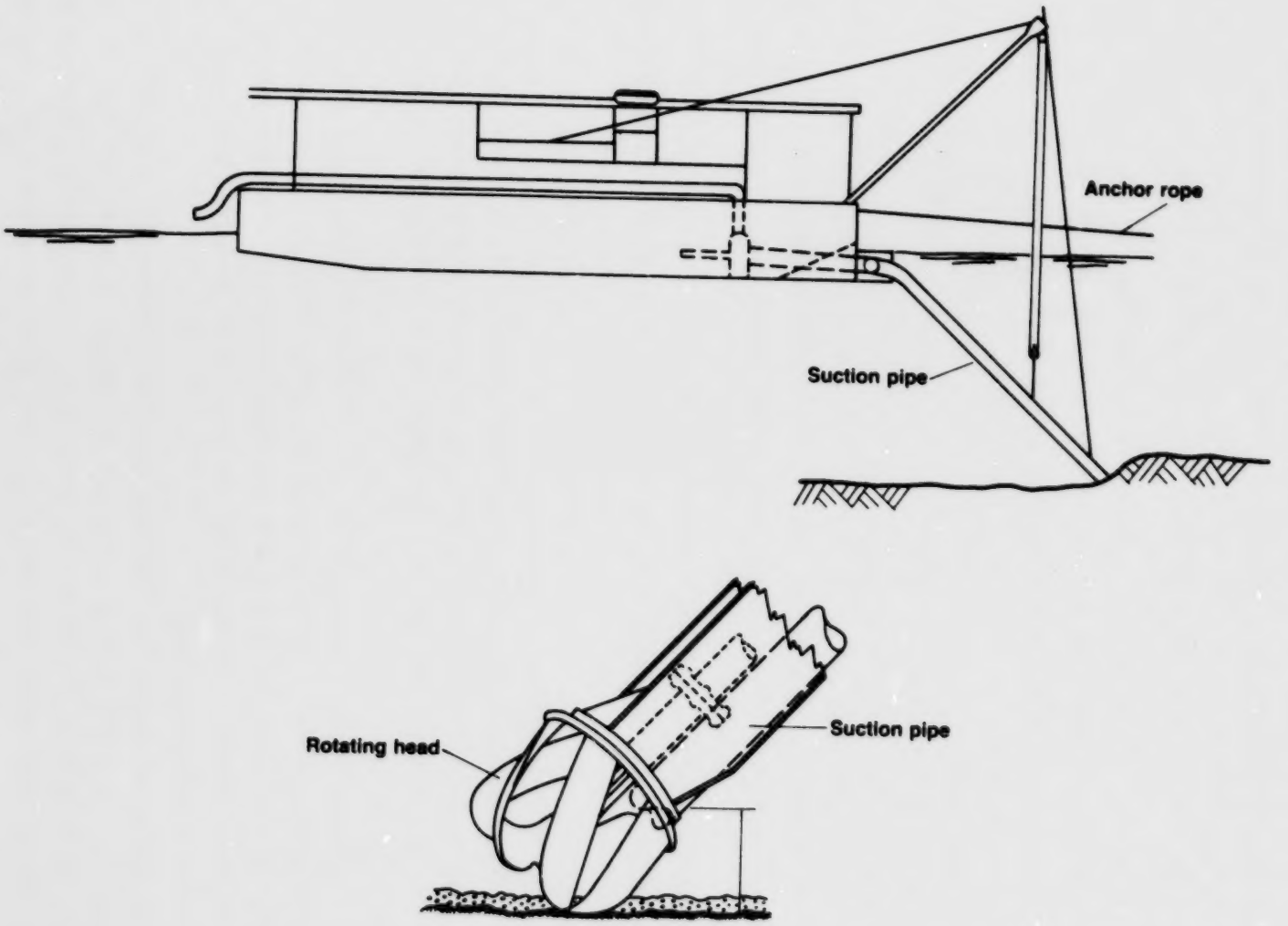


FIGURE 1 HYDRAULIC DREDGE (Roche and Assoc., 1980; Mun. Env. Lab., 1982)

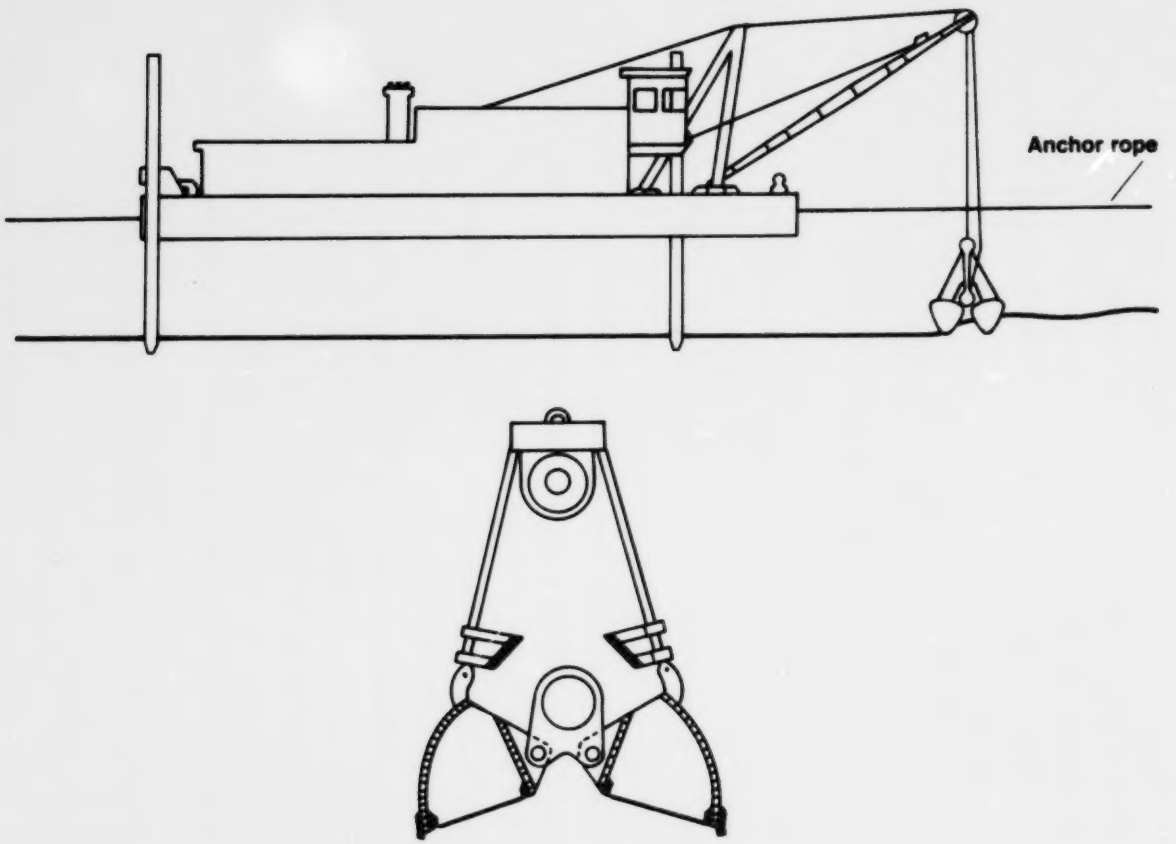


FIGURE 2 MECHANICAL DREDGE (Roche and Assoc., 1980; Mun. Env. Lab., 1982)

dredged than if it is dredged hydraulically. Mechanical dredges, however, cannot be used effectively if the sediment has a high water content (slurry). Sediment loss during grapple mechanical dredge operation is caused by: the initial impact of the grab on the sediment, the sediment being lost as grab is raised, the sediment being lost as grab leaves water, and overflow from the barges.

The hydraulic dredge in contrast, spends less time in the water and is particularly suited to handling granular material ranging from coarse gravel to clay. Proper operation of the dredge keeps sediment loss in the water column to a minimum. Sediment loss from the hydraulic dredge on the dredging site itself is caused by: improper adjustment of the speed of the rotating head, which then excavates more sediment than the pump or suction pipe can handle; cutting too thickly, which encourages crumbling of vertical walls and also increases turbidity; not moving the dredge properly; leaving behind residue to be resuspended by boat propellers; and overflow from the holding barge or discharge point.

Hydraulic dredges may create greater turbidity than mechanical dredges at the dumping site as a result of sediment disaggregation. Moreover, because of the dilution of dredged material, greater amounts of sediment must be treated and a much larger area set aside for that purpose.

Hydraulic dredging disperses sediment rapidly in the water column, which may result in dispersal over a wide area. By contrast, sediment that is dredged mechanically is more cohesive and tends to remain at the disposal site.

When the volume of dredged material is not important, the grapple dredge may prove more useful than the hydraulic type, especially in the vicinity of harbours or urban centres, where the necessary facilities for unloading sediment from barges are usually available. For large projects, however, the hydraulic dredge is much faster, and has the advantage of separating fine from coarse sediment.

The best dredge for the job, therefore, will vary from project to project, and the decision must be based on environmental features and the factors and constraints previously described. A critical judgement should be made on the basis of the granulometry, cohesion, and potential contamination of excavated material.

2.3 Recommendations

1. Other types of dredging equipment exist but are not in use on the St. Lawrence because Canadian legislation does not allow contracts to be awarded unless the equipment to be used has been made in Canada or the United Kingdom. Even if

equipment is of United Kingdom manufacture, it has to have been brought into Canada at least a year before the call for tenders was issued (clause GC-23 of the Standard Canadian construction contract in the Treasury Board Guidelines).

Some systems developed in Italy (Pneuma pump) and Japan (Oozer Pump and Clean-up Pump) in particular would provide greater protection for the environment; requiring a lower rate of sediment dilution and hydraulic pumps (Municipal Environmental Laboratory, 1982). Research should be done on this equipment, and tests made on the St. Lawrence if it proves conclusively to be less environmentally harmful.

3 SEDIMENT

The physical features of soil are defined according to particle size and type, plasticity, permeability, cohesion or mineralogy. Data on cohesion, plasticity and permeability are useful for dredging projects, particularly if the material is to be disposed of on land or used to develop facilities for wildlife, recreation or industry. Particle size and type are particularly important when evaluating the potential effects of dredging operations. Since contaminants are often concentrated in fine particles, especially those less than 70 µm in size, the presence of such particles may be an indication of the potential impact of a dredging project (Dosis and Warren, 1980; Dredging Subcommittee, 1983; Filipek and Owen, 1979; Forstner and Salomons, 1980; International Working Group, 1975; Jenne et al., 1980). Small particles are also more likely to be ingested by benthic organisms (Krantzberg and Bailey, 1983). The higher the fine particle content of a particular sediment, the greater its metal absorption and adsorption capacity since, weight for weight, fine particles have a larger contact area than coarse particles (Forstner et al., 1979; Gupta and Chen, 1975; Hall and Bendra, 1979; Khalid et al., 1977; Krizek et al., 1977). Coarser particles such as sand, however, may contain contaminants if they are located close to significant sources of pollution. In Ohio, chemical analysis of sediment is usually required if granulometry shows the clay and silt content to be higher than 20 percent (Lynch, 1984).

PCBs and pesticides have a great affinity for suspended solids and particles, and can be found in high concentrations in sediment. The adsorption and desorption properties of organic matter in sediment, particularly with regard to 2-4-D, DDT, lindane, kepone and PCBs, have been demonstrated by Fulk et al. (1975), Hague et al. (1975), Hartung and Klingler (1970), McKee (1980), and Pavlou and Dexter (1980).

3.1 Sampling Methods

Any environmental assessment of a dredging operation must be accompanied by data on the physical, chemical and biological properties of the sediment in question. The conclusion about sediment quality is dependent on how representative sampling sites are and the number of samples taken.

Collecting and preparing samples from the dredging or dumping site are two of the most important steps in the assessment process. Improperly collected, stored or prepared samples will invalidate the analysis and lead to inaccurate conclusions concerning the project's potential impact. At this stage it is essential, to be meticulous and to

take care to ensure that the physical and chemical properties of sediment samples are not altered by oxidation, dehydration or freezing, according to the parameter being analyzed.

In theory, a great many statistically valid and environmentally representative samples should be available because of the complexity of evaluation procedures. Representatives from the Office of Dredged Material Research of the U.S. Army Waterways Experimental Station, however, have estimated that the cost of taking and analyzing enough samples to be representative for medium-sized project would, in some instances, exceed the total cost of the dredging project (Walker et al., 1974). It is often necessary in practice, therefore, to be content with fewer samples for determining the features of a dredging site.

In order to determine the physical and chemical properties that are representative of the composition of the material to be excavated in Quebec, it is currently recommended that at least three material sampling sites be established when the dredging project involves a surface of less than 30 000 m^2. One additional site for each extra 10 000 m^2 is required for larger projects (Roche and Assoc. Ltd., 1984). This procedure, however, is under review, the aim being to determine the adequate number of samples to be taken on the basis of the volume of material that is to be removed and not on the total surface to be dredged.

A sampling grid may be set up in the sector where dredging will take place. In highly industrialized areas, however, it is necessary to be more exhaustive and statistically more certain. This is also true of densely populated regions where sewage or municipal and industrial waste is discharged. Since it is important to determine the variability of the physical and chemical properties of sediment, stations should be located in areas that may present problems (refuelling points, chemical transshipment zones, sewage outlets, industrial waste) as well as in those that do not appear to be contaminated.

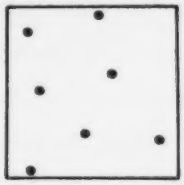
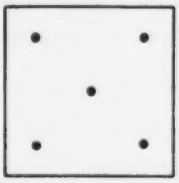
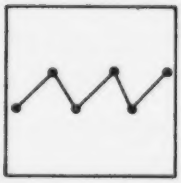
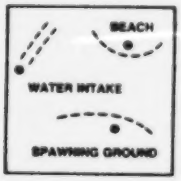
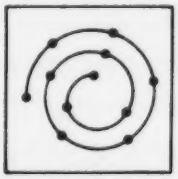
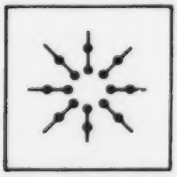
In areas where the sediment is relatively homogenous representative samples can be collected at random, but it is usually preferable to take samples in accordance with a definite plan so that horizontal variations in sediment content may be determined. Various ways of collecting samples are described in Table 2.

Representative samples of water should be collected from the dredging or dumping site by taking one-third of the required volume from immediately below the surface, one-third halfway down the water column, and one-third approximately one metre above the sediment.

There are three main types of sampling devices (Table 3):

1) grabs (Ekman, Van Veen, Petersen, Shipek);

TABLE 2 SAMPLING METHODS (Roche and Assoc., 1980)

Distribution	Description
Random 	Generally used in areas of homogenous granulometry and sediment morphology when the sole purpose of sampling is to confirm earlier findings.
Staggered 	Used mainly in areas of homogenous granulometry when dredging is being done for the construction of harbours and marinas. Samples are taken from five locations in the dredging area.
Zigzag 	Used primarily for maintenance dredging (as in the Seaway), which is generally done over a rectangular area. In rectangle measuring 0.5 x 1 km, approximately six samples should be taken, an average of one every 0.2 km.
Set Pattern 	Used primarily in environmental monitoring programs. Samples are always taken at the same spots at fixed intervals.
Concentric or Radial  	Both these methods (see sketches) are very useful for coping with a diffusion gradient (e.g., at a sewage outlet) or for delimiting the area over which contamination will spread. The number of samples will depend on the area of suspected contamination. Since the main purpose of both methods is to determine the zones of contaminated sediment, samples must be taken in those areas most likely to be affected (areas where fine sediment is most likely to accumulate, given the hydrodynamics and bathymetry of the river).

2) core samplers, which take sediment cores from varying depths, depending on the equipment model and sediment type (piston corers, box corers, manual corers and gravity corers); and
3) scraper dredges (less common).

A grab may be used if little vertical variation is anticipated in the sediment, while a corer is more efficient when the vertical distribution of the contaminants is expected to be more heterogenous.

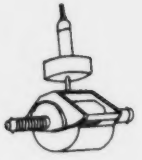
Samples should be stored as quickly as possible at a temperature of 2°C to 4°C. They must not be frozen or dried, and should be analyzed within two weeks of collection. When hydrocarbons, grease and carbon are to be measured only a fraction of the samples should be frozen if more than 2 or 3 days are to elapse before analysis; they should be kept frozen until analyzed (Walton, 1980) (Appendix).

3.2 Quality Evaluation Criteria

To date, Environment Canada has used the criteria proposed by Vigneault et al. (1978) for evaluating the quality of sediment dredged from the St. Lawrence. These criteria (Table 1) are principally based on geochemical norms and average concentrations and the averages and maximums established from an intensive study by the Study Committee on the St. Lawrence (1976) (Serodes et al., 1978) (Tables 4 and 5). Sediment is regarded as being potentially harmful to the environment if one or more of these parameters exceeds the specified thresholds. On-land disposal should be considered in such cases.

A comparison of these criteria with the criteria used by other North American agencies interested in the question of sediment disposal or with the comparatively more complete criteria of the U.S. Environmental Protection Agency's Region V (Table 6) shows that maximum acceptable levels for cadmium, chromium, copper, lead, zinc, and oil and grease are much higher in Quebec. Differences in establishment of acceptable levels for each region are governed by local conditions (i.e., the concentration of contaminants in local sediments). In the past, these criteria were, for lack of anything more specific, an acceptable way of evaluating the pollution potential of dredged sediment. Further studies revealed that the criteria used were not always valid, and there was no direct correlation between the contamination level of sediment as determined by such criteria and the potential impact of disturbing that sediment (Lee, 1976). In addition, applying these standards often resulted in on-land disposal, and consequently a significant increase in project costs.

TABLE 3 APPLICATION OF GRABS AND CORERS (Palermo et al., 1978; Roche and Assoc., 1980; Walton, 1978)

TYPE	MODEL	CURRENT	GRANULOMETRY	REMARKS	
GRAB	EKMAN	zero to very slight	clay and silt	• shallow water and homogenous material • pebbles and branches interfere with closing mechanism	
	VAN VEEN	zero to very slight	clay and silt	• as above • more cumbersome than the EKMAN	
	PETERSEN	zero to slight	clay to gravel	• no loss of heterogenous material if grab weighs 30 kg • recommended in sheltered waters (bays, harbours, marinas)	
	SHIPEK	zero to strong	clay to gravel	• no loss of heterogenous material • current has little effect	
PISTON CORER*				• efficient when sampling at great depths • not recommended for rivers	
BOX CORER*				• difficult to operate • large samples • not recommended	
MANUAL CORER*				• recommended for shallow waters (extension)	
GRAVITY CORER*				• recommended for rivers • depths up to 10 metres	

* It is difficult to describe the conditions in which corers should be used since they are generally modified to suit specific hydrodynamic conditions and granulometry.

TABLE 4 LEVEL OF CONTAMINANTS IN ST. LAWRENCE SEDIMENT BETWEEN CORNWALL AND MONTMAGNY (mg/kg dry weight) (Serodes et al., 1978)

Parameter	Median Concentration in Entire River	Median Concentration in Most Contaminated Area	Maximum Concentration for Entire River 90% of the Time	Median Concentration in Perdu Channel at Valleyfield*
Volatile Solids	100 000	100 000	370 000	-
Total Carbon	1.7	-	4.7	5.1
Total Phosphorus	820	870	1 200	-
Arsenic	1.7	3.4	3.8	-
Cadmium	7	9	12	7
Chromium	65	70	103	111
Copper	33	44	72	77
Lead	19	30	70	130
Mercury	0.16	0.7	1.05	1.15
Zinc	110	160	260	176
PCBs	0.03	-	0.08	-
Oil and Grease	-	-	-	-

* The Perdu channel at Valleyfield is regarded as the most polluted stretch of the St. Lawrence.

Using the total concentration of pollutants in sediment as the sole criterion for determining whether open-water dumping is appropriate or not does not necessarily reflect the risks to the environment. Analyzing total concentrations of metals in sediment gives an indication of their significance but not of their availability to living organisms; metals may or may not be present in sediment in forms that make them available to living creatures.

A rational determination of the environmental impact of dredging should take into consideration the short- and long-term ecotoxicological effects of each individual project.

3.3 Recommendations

2. Before any action is taken to improve methods and policies for protecting the environment during dredging operations, a clear definition must be given of just what

TABLE 5 COMPARISON OF CRITERIA FOR EVALUATING SEDIMENT QUALITY (mg/kg dry weight)

	Environmental Protection Agency, USA (Jensen criteria) (1)	Great Lakes (sediment of average pollution) (2)	Ontario Ministry of the Environment (3)	Federal Water Pollution Control Association, Cleveland (for Lake Erie) (4)	Ocean Dumping Canada (Quebec Region) (5)	Quebec Department of the Environment and Environment Canada (Quebec Region) (6)
Total Carbon (%)					5.0	5.0
Volatile Solids	60 000	60 000	60 000	100 000		80 000
BOD	50 000			10 000		
COD			50 000	100 000		
Total Nitrogen (Kjeldahl)	1 000		2 000	3 000		
Total Phosphorus	1 000	600	1 000	1 500	1 000	1 000
Ammonia			100			
Arsenic		5.0	8.0		6.0	6.0
Cadmium			1.0		0.6	8.0
Chromium		50.0	25.0		100	90.0
Cobalt			50.0			
Copper		40.0	25.0		48.0	60.0
Iron			10 000	50 000		
Lead	50.0	50.0	50.0		20.0	60.0
Mercury	1.0	1.0	0.3		0.75	1.0
Nickel			25.0		55.0	
Silver			0.5			
Zinc	50.0	150.0	100.0		175.0	175.0
Oil and Grease	1 500	1 500	1 500	1 000	1 000	2 000
Cyanides			0.1		0.1	
PCBs			0.05	0.05	0.1	0.1

1,2) International Working Group on the Abatement and Control Poll. from Dredging Activities (1975)
3) Levings, C.D. (1982); Env. Canada and MOE (1982)
4) Dredging Subcom. of Water Qual. Program Comm. (1982)
5) Swiss, J.J. et al. (1982); Walton (1980)
6) Vigneault, Y. et al. (1978)

TABLE 6 SEDIMENT CLASSIFICATION CRITERIA, EPA REGION V (USA) (mg/kg dry weight) (International Joint Commission, 1982)

	Unpolluted	Moderately Polluted			Highly Polluted
Volatile Solids	<5%	5	-	8%	>8%
Total Nitrogen Kjeldhal (TKN)	1 000	1 000	-	2 000	2 000
COD	40 000	40 000	-	80 000	80 000
Ammonia	75	75	-	200	200
Oil and Grease	1 000	1 000	-	2 000	2 000
Cyanides	0.10	0.10	-	0.25	0.25
Arsenic	3	3	-	8	8
Barium	20	20	-	60	60
Cadmium	-	-	-	-	6
Chromium	25	25	-	75	75
Copper	25	25	-	50	50
Iron	17 000	17 000	-	25 000	25 000
Manganese	300	300	-	500	500
Mercury	1.0	-	-	-	1.0
Nickel	20	20	-	50	50
Lead	40	40	-	60	60
Zinc	90	90	-	200	200

is to be protected (e.g., sensitive sites vs potentially sensitive sites, sports and commercial fish species vs other faunal or floral species) so that if a choice has to be made, the decision is more distinct.

3. A computerized data bank on the physical and chemical condition of sediment in the St. Lawrence should be built up from the available literature and the files of the federal departments concerned (Environment Canada, Fisheries and Oceans, Public Works, Transport Canada, Ports Canada) and the Quebec and Ontario Departments of the Environment. All such information should be analyzed and maps made for each region to illustrate the status of each contaminant in individual sections of the river, particularly those where dredging is likely to be done. The data bank should be updated as and when new projects are carried out. Information on the time and space variations in the

physicochemical parameters of water and sediment may prove useful when determining which areas are most affected, and where disturbed sediment poses the greatest danger to the environment.

4. Since granulometry plays a significant role in determining the potential for contamination, any environmental screening should include a granulometry analysis of sediment in order to determine the risk of contamination, potential turbidity and the danger to sensitive sites in the vicinity. The criteria for evaluating the quality of dredged material should continue to be used in the screening process to provide a preliminary estimate of the potential danger to the aquatic environment.

5. These tests should, however, be supplemented by other methods (elutriation tests, bioassays, bioaccumulation tests) when an "Initial Environmental Evaluation" is being done or whenever which limits will be exceeded. Such analyses should be mandatory for any new dredging project. In the case of periodic maintenance dredging, recent data (3 years old or less) may be used unless there is reason to believe that the environment has been altered or damaged since the last analysis.

6. The criteria now being applied to the St. Lawrence are, generally speaking, less stringent than those used elsewhere in Canada or the United States. Setting up a data bank on St. Lawrence sediment will make it possible to review these standards in the light of current information and ensure that they are made more or less stringent if necessary.

4 THE SEDIMENT/SURFACE WATER RELATIONSHIP

4.1 Exchangeable Forms of Metal in Sediment

Metals may exist in several forms in sediment, and the extent to which these forms are fixed will vary with the stability of the compounds in which they are found. The main forms that may be passed back into solution from sediment are: metals associated with iron and manganese oxides; metals associated with carbonates; metals associated with sulphides; and metals and organic matter.

4.1.1 Metals Associated with Iron and Manganese Oxides. Metal fixation by oxides can be achieved by co-precipitation or adsorption (Boudreau, 1981; Brannon et al., 1976; Gambrell et al., 1978; Lee, 1979; Stumm and Morgan, 1970). Some studies have shown that iron and manganese oxides are the main hosts of some metals, particularly cobalt, copper, nickel, and zinc (Boudreau, 1981; Gupta and Chen, 1975; Khalid et al., 1977; Tessier et al., 1979). In anaerobic conditions, a significant fraction of iron and manganese oxides may be reduced and made more soluble, with the subsequent release of trace metals. In an oxidizing environment - near the sediment-water interface, the formation of hydrated iron and manganese oxides may result in significant amounts of trace metals and phosphate being adsorbed rapidly in interstitial water and the water column by co-precipitation or adsorption. Newly formed hydrated oxides are also known for their ability to fixate by adsorption more readily than older oxides (Brannon et al., 1978b; Gambrell et al., 1978; Khalid et al., 1977; Lee, 1979; Stumm and Morgan, 1970).

4.1.2 Metals Associated with Carbonates. The pH of such metals as calcium and magnesium is apparently the predominant factor in their stability (Boudreau, 1981; Gupta and Chen, 1975; Khalid et al., 1977; Stumm and Morgan, 1970; Tessier et al., 1979). Biological activity plays a significant role in carbonate stabilization, by producing CO_2 from the digestion of organic matter, thereby reducing the availability of trace metals associated with carbonates (Khalid et al., 1977; Lebel, 1983; Lee, 1979; Neff et al., 1978; O'Connor and Kester, 1975; Reuter and Perdue, 1977 Stumm and Morgan, 1970). The sediment concentration of trace metals associated with carbonates is usually higher than the concentration of exchangeable metals but lower than the concentration found in fractions associated with oxides, organic matter and sulphides as defined by techniques for the selective extraction of particulate metal forms (Boudreau, 1981; Gupta and Chen, 1975; Khalid et al., 1977; Tessier et al., 1979).

4.1.3 Metals Associated with Sulphides. In reduced conditions, sulphides may fix a significant proportion of trace metals and constitute a stock of metals that are only slightly available because of their low solubility and relative stability (Grambrell et al., 1978; Khalid et al., 1977; Krizek et al., 1977; Lee, 1979; Stumm and Morgan, 1970). Chemical oxidation of sulphides, however, facilitated by micro-organism activity perhaps, may release metals associated with sulphides. When sulphides are oxidized, they release certain trace metals, particularly Fe^{++}, which in turn may be oxidized to Fe^{+++}. This forms ferric hydroxide $Fe(OH)_3$, an excellent collector (by adsorption or co-precipitation) of the other trace metals released into the water column. This may explain why sometimes fewer trace metals are found in the water column after dredging than before (Baumgartner et al., 1978; Blom et al., 1976; Brannon et al., 1974 and 1978; Chen et al., 1976; Jones and Lee, 1978; Lee and Mariani, 1977; Peddicord and McFarland, 1978; Wyeth and Sweeney, 1979).

4.1.4 Metals and Organic Matter. Particulate organic matter may be made up of a variety of components such as excrement, plant detritus, micro-organisms, colloids, organic particles of animal origin, hydrocarbons and pesticides. The diverse nature of these components poses a problem when defining the part played by organic matter in the exchange, fixation, and release of metals in the water-sediment system. Organic matter is primarily associated with the fine portion of sediment (silt, clay) (Forstner et al., 1979; Krizek et al., 1977; Sly, 1977).

4.2 Factors Affecting Ecotoxicity

The main factors at work when metals are released from sediment into the water column are:

- pH,
- oxidation-reduction potential (redox potential or Eh), and
- salinity.

4.2.1 pH. The variation in pH is greater in freshwater (4.2 to 9.4) than the variation in a saltwater environment (from 7.8 to 8.3) (Allen and Hardy, 1980; Boudreau, 1981; Khalid et al., 1977). In addition, the pH of sediment may vary from level to level at a single site but is more consistent in the water column. A decrease in pH (meaning greater acidity) will usually result in greater trace metal desorption and the dissolving of a great many precipitates or the least stable minerals. An increase in pH would promote stability

in most fixed forms of metals, and increase the speed of iron and magnesium oxidation in aerobic conditions and the formation of oxides of these metals (Boudreau, 1981; Brannon et al., 1978; Gambrell et al., 1978; Khalid et al., 1977; Lee, 1979; Stumm and Morgan, 1970).

4.2.2 Oxidation-Reduction Potential (Eh). An element that loses electrons is said to be oxidized, while an element that gains them is said to be reduced. The Eh of a system reflects electron availability or the amount of oxidation or reduction of the elements in the system. If the system is in equilibrium, the tendency of some elements to lose electrons is compensated for by the tendency of others to gain them. The oxidation-reduction potential of sediment components will depend on the chemical characteristics of the components and biological activity in the sediment. Redox potential plays an important role in the regulation of chemical forms and oxidation potential of several metals and nutrients in the water-sediment system. Surface water usually has a redox potential of 300 to 600 mV (low to high oxidation), while Eh in sediment is between 100 and -400 mV (moderate to high reduction) (Gambrell et al., 1976).

According to Khalid et al. (1977), sediment in large waterways tends to be low in dissolved oxygen, except for a thin surface layer, and is consequently reduced, while the overlying water is oxidized and has a high oxygen content. Granulometry and compacting promote the diffusion of oxygen through sediment and the concentration of dissolved oxygen may be decisive in a number of major redox processes near the water-sediment interphase. In the course of dredging, reduced sediment containing metals and nutrients combines with the oxidized surface waters and an exchange of sediment material takes place in the water column, which may affect the transformation of contaminants and their bioavailability.

4.2.3 Salinity. An increase in salinity usually promotes flocculation and precipitation of dissolved or particulate organic matter, iron and manganese oxides and clay particles (Brannon et al., 1978; Chester and Hughes, 1967; Florence, 1982; Grambrell et al., 1978). Toxicity tends to increase as salinity drops; sodium, potassium, calcium and magnesium have been shown to reduce the toxicity of several heavy metals in salt water (Tarzivell, 1957). Toxicity decreases as freshwater becomes estuarine water and then salt water; however, increased pH and flocculation and precipitation may counteract desorption and reduce the concentration of metal in the water column. The same processes may be partly responsible for the fact that there is little or no significant release of metals when freshwater or estuarine sediment is disposed of in the ocean (Brannon et al., 1976;

Florence, 1982; Gambrell et al., 1977; Jones and Lee, 1978; Khalid et al., 1977; Stumm and Morgan, 1970).

Other properties of water and sediment may also play a part in contaminant availability:

- temperature,
- sediment content of water,
- extent of disturbance (hydrodynamics and disruptions),
- particle size and type,
- sediment compaction,
- sediment contact time with overlying water,
- microbial activity and disturbance by bottom organisms, and
- organic content.

A number of models or experiments have been developed to explain, evaluate, and predict the behaviour of metals when sediment is disturbed by dredging (Boudreau, 1981; Khalid et al., 1977; Lee, 1975a; Reimers et al., 1979; Reuter and Perdue, 1977; Stumm and Morgan, 1970; Tinsley, 1979). Some studies simulating the transportation of reduced sediment in an oxygenated environment have shown that toxic metals are released during the process. Other work has shown that the amounts released were comparatively small. There have been too few studies to date, however, for valid conclusions to be drawn as to the effect of dredging on water quality. The most recent studies have rarely found dredging activities to result in significant recirculation, apart from a few instances of a slight and temporary increase in the level of toxic metals.

A number of methods or techniques have been developed for evaluating the solubilized forms of metals but they cannot yet be applied generally to evaluating or predicting the metal forms connected with dredging projects. Further research is necessary to evaluate and identify metal bioavailability in the water column and sediment after dredging. Several research scientists have worked in this field: Blom et al., 1976; Florence, 1982; Khalid et al., 1977; Maciorowski et al., 1983; and Reuter and Perdue, 1977. One of the most promising approaches for this type of evaluation is probably metal speciation, in which selective extractions of metal forms are studied in relation to their accumulation in living organisms.

5 POTENTIAL SHORT-TERM EFFECTS

5.1 Elutriation Tests

The development of elutriation tests was one of the most significant advances in determining the potential effects of dredging. The tests provide information on the contaminants that may in the short-term be passed back into solution in the water column as a result of dredging. Elutriatation tests were developed to allow determination of the effects of resuspended dredged sediment relatively easily and inexpensively. The method was devised by the U.S. Army Corps of Engineers and the U.S. EPA after studies by many scientists showed that direct chemical analysis of sediment did not give an accurate picture of the potential impact of resuspended sediment (Forstner and Solomons, 1980; International Joint Commission, 1982; Prater and Hoke, 1980). The test consists of mixing one part sediment with four parts water from the dredging site for thirty minutes, allowing it to settle for one hour, then centrifuging the mixture at 2500 rpm for 20 minutes, and filtering the supernatant at 0.45 µm (Figure 3). The suspended fraction occurs before settling; the liquid fraction after filtering and centrifugation and the solid fraction consists of all the material that settles within 60 minutes.

In an attempt to simulate environmental conditions during dredging or disposal operations as accurately as possible, refinements such as altering the proportions of sediment and water, modifying oxygenation and stirring conditions, or changing the pH of the medium have been proposed (Lee, 1976; Lee et al., 1975, 1976, 1978; Snitz et al., 1979). It is often difficult to reproduce natural conditions in the laboratory.

Two major changes have been suggested and adopted for elutriation tests. First, compressed air is used to shake the water/sediment mixture for 30 minutes so that the naturally occurring oxygen content may be monitored. The second change was to alter the original 1:4 ratio of sediment and water to 1:20 (5% of sediment). This allows the sediment to settle during the rest period and a more rapid filtration of the elutriate without affecting test results (Lee et al., 1975, 1976, 1978).

Accepted water quality criteria are usually expressed as the concentration of a soluble component that will have an undesirable effect on a certain percentage of organisms if the concentration is maintained for 96 hours or more (McNeely et al., 1980). Dredged material, however, is diluted rapidly after dumping and its effect is most often a short-term one; the intermittent nature of disposal operations also has a diluting effect. Naturally occurring dilution, therefore, would have to be taken into consideration before

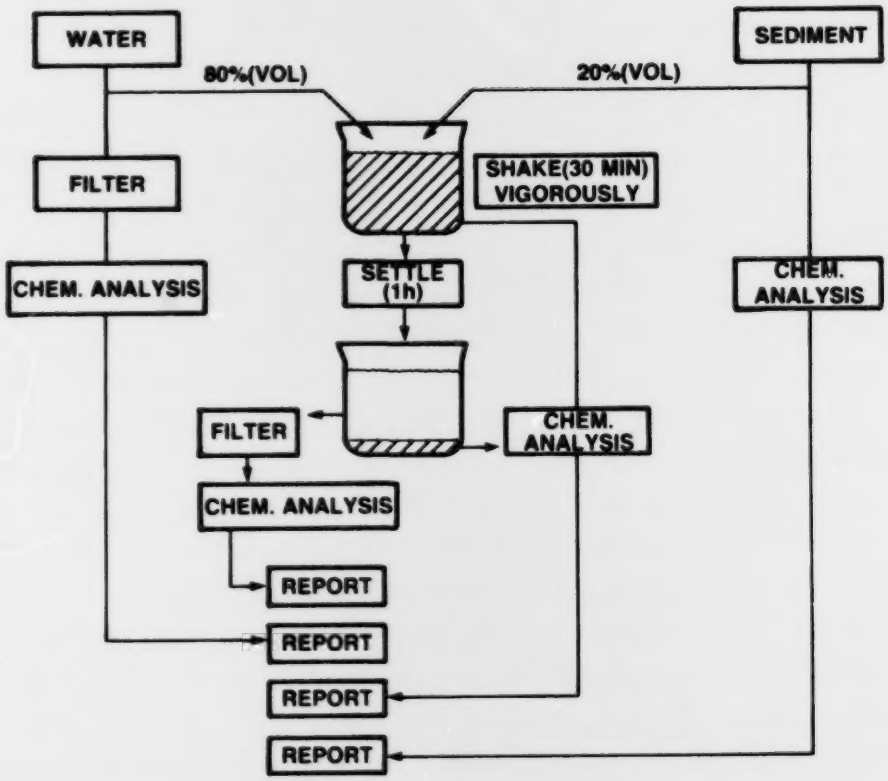


FIGURE 3 ELUTRIATION TEST (Levings, 1982)

the results of the test could be compared with the accepted criteria. Studies by Lee et al. (1976) and Piwoni (1975) showed that the dilution factor in typical open water disposal sites is usually in the order of 1000 to 10 000 times in the space of a few hours. Similar dilution rates or greater may be observed on the St. Lawrence River because of the high flow rate, compared to the marine environment where the original studies were done. Since contaminants remain concentrated for a relatively short period of time (compared to the 96-hour requirement), it would be difficult to apply these criteria directly to an assessment of the potential effects of resuspended sediment on the environment. Consequently, if an elutriation test shows concentrations to be below those established by water quality criteria, the scheduled dredging should not have an adverse effect on water quality over a short time period. Negative effects are not implied, however, even though the concentrations in the elutriate are higher.

A number of studies have compared elutriation test results with the real situation at the dumping site (Bandyopadhyay, 1981; Butler, 1981; Grimwood and McGhee, 1979; Sweeney, 1978). Phosphorus and mercury concentrations at the site were found to be higher, and arsenic concentrations lower, than elutriation tests indicated (Krantzberg and Bailey, 1983; Sly, 1977; Wright, 1978; Wyeth and Sweeney, 1978).

Using sediment from the Mississippi, Grimwood and McGhee (1979) compared field results with the effects predicted by elutriation tests. Results showed that predictions were accurate for chromium, cadmium and to a lesser extent, arsenic, nickel and zinc. Results were not as accurate for lead, mercury and copper because these metals are adsorbed by suspended solids during dumping.

Another disadvantage of the elutriation test is that it was originally developed to assess the amount of contaminants released after the open-water disposal of material from a hydraulic dredge. The test may overestimate the effects of mechanically dredged sediment, since it usually remains more compact; therefore, it is less likely to release contaminants into the water column.

Until recently, the approach taken in the United States was to regard sediment as polluted, and consequently unfit for open-water disposal, if any of the parameters measured by elutriation tests were more than 1.5 times the concentration at the dumping site (Kamlet, 1976). This did not take into account synergism or antagonism between the various contaminants, or the tolerance levels of organisms. It would be preferable, therefore, to conduct bioassays when concentrations equal, or are higher than, those in the receiving waters.

5.2 Calculating Dilution Rates

When elutriation tests show that high concentrations of contaminants may be resuspended in the water column, it would be advisable to calculate dilution rates so that conditions at the sediment disposal site could be reproduced. Bioassays might then more accurately reflect the real exposure time of organisms to concentrations. Calculating disposal site dilution rates might also make it possible to compare test findings directly with the accepted criteria for water quality (McNeely et al., 1980) (Tables 7 to 10). Determining dilution rates, however, requires a good knowledge of river hydrodynamics.

5.3 Bioassays

As measurements and evaluations of toxic substances in sediment have shown, a contaminant rarely exists in isolation. Combinations of contaminants, with synergistic or antagonistic effects on each other and widely varying consequences, depending on aquatic organism susceptibility or tolerance, are a frequent occurrence. Unfortunately, the usual procedure is to analyze each contaminant separately. Using bioassays, it may be possible to determine the more generalized impact of sediment on aquatic organisms, including antagonistic or synergistic effects (infra-additive or supra-additive effects).

Tests must be done in such a way as to determine whether sediment disposal will substantially increase the toxic effects in the water column at the disposal site. If the survival rate of test organisms in the elutriate is the same as, or better than, that in the receiving waters, then sediment disposal is deemed not to have any toxic effect.

In bioassays, certain organisms are usually exposed to a potential contaminant for a set period of time allowing the LC_{50} to be calculated. Bioassays can also be done to determine the EC_{50} using parameters such as immobility, respiration rate, swimming and feeding behaviour, blood cell count, reproduction and growth rates. Bioassays are particularly useful when, there are no criteria for a particular contaminant or specific contaminants are expected to have infra- or supra-additive effects as previously mentioned. Various phases of the environment in question must be considered:

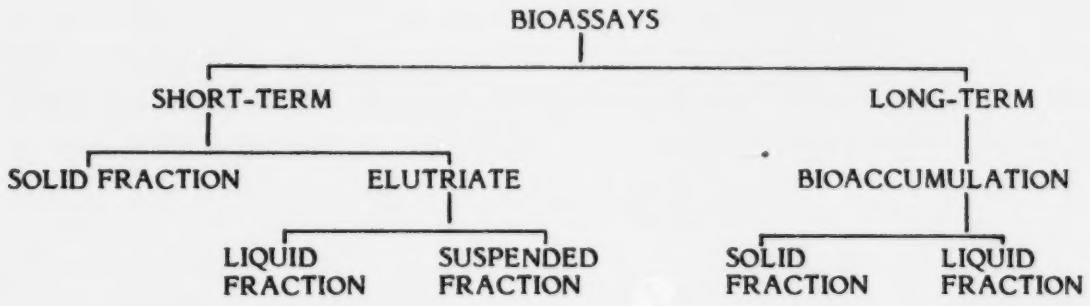


TABLE 7 GUIDELINES FOR THE PROTECTION OF FRESHWATER LIFE (McNeeley et al., 1980)

Parameter		Level		Reference
Aldrin + Heod (Dieldrin)	LE	0.001	µg/L	International Joint Commission, 1977
Alkalinity, as $CaCo_3$	GT	20	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Aluminum, as Al	LE	0.100	mg/L	Great Lakes Water Quality Board, 1976
Ammonia, Un-ionized, as NH_3	LE	0.02	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Arsenic, as As	LE	0.05	mg/L	Environment Canada, 1979
Beryllium, as Be	LE	0.011	mg/L	U.S. Environment Protection Agency, 440/9-76-023
γ-BHC, (Lindane)	LE	0.01	µg/L	U.S. Environment Protection Agency, 440/9-76-023
Cadmium, as Cd	LE	0.2	µg/L	Environment Canada, 1979
Chlordane, Total	LE	0.01	µg/L	U.S. Environmental Agency, 440/9-76-023
Chromium, as Cr	LE	0.04	mg/L	Environment Canada, 1979
Copper, as Cu	LE	0.005	mg/L	Great Lakes Water Quality Board, 1976
Cyanide, as Cn	LE	0.005	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
DDT, Total	LE	0.001	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Diazinon	LE	0.08	µg/L	Great Lakes Water Quality Board, 1976
α-Endosulfan	LE	0.003	µg/L	U.S. Environmental Agency, 440/9-76-023
β-Endosulfan	LE	0.003	µg/L	U.S. Environmental Agency, 440/9-76-023
Endrin	LE	0.002	µg/L	International Joint Commission, 1977
Guthion	LE	0.005	µg/L	Great Lakes Water Quality Board, 1976
Heptachlor	LE	0.001	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Iron, as Fe	LE	0.300	mg/L	Great Lakes Water Quality Board, 1976
Lead, as Pb	LE	0.03	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Malathion	LE	0.1	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Mercury, Total, as Hg	LE	0.1	µg/L	Environment Canada, 1979
p,p'-Methoxychlor	LE	0.03	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Mirex	LE	0.001	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Nickel, as Ni	LE	0.025	mg/L	Great Lakes Water Quality Board, 1976
Oxygen, Dissolved, as O_2	GE	4.0	mg/L	Environment Canada, IWD, Tech. Bull. 67, 1972
Parathion	LE	0.008	µg/L	Great Lakes Water Quality Board, 1976
pH	GE	6.5		International Joint Commission, 1977
	LE	9.0		
Phenolic Substances, as Phenol	LE	0.001	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Phosphate, Total, as P	LT	0.025	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Polychlorinated Biphenyls	LE	0.001	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Suspended Solids	LE	25	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Sulphide, as H_2S	LE	0.002	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Surfactants, as MBAS	LE	0.5	mg/L	Little, 1977
Camphechlor (Toxaphene)	LE	0.005	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Zinc, as Zn	LE	0.030	mg/L	Great Lakes Water Quality Board, 1976

LT means less than
LE means less than or equal to
GT means greater than
GE means greater than or equal to

TABLE 8 GUIDELINES FOR THE PROTECTION OF MARINE LIFE (McNeely et al., 1980)

PARAMETER		LEVEL		REFERENCE
Aldrin + Heod (Dieldrin)	LE	0.003	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Aluminum, As Al	LE	1.5	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Ammonia, Un-ionized, as NH_3	LT	0.4	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Antimony, as St	LT	0.2	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Arsenic, as As	LT	0.05	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Barium, as Ba	LT	1.0	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Beryllium, as Be	LT	1.5	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
γ-BHC (Lindane)	LE	0.004	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Boron, as B	LE	5.0	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Bromide (Bromate), as Br	LT	100	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Cadmium, as Cd	LE	0.005	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Chlordane, Total	LE	0.004	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Chromium, as Cr	LE	0.100	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Copper, as Cu	LT	0.05	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Cyanide, as CN	LE	0.005	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
DDT, Total	LE	0.001	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
α-Endosulfan	LE	0.001	µg/l	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
β-Endosulfan	LE	0.001	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Endrin	LE	0.004	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Fluoride, as F	LT	1.5	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Guthion	LE	0.01	µg/L	U.S. Environmental Agency, 440/9-76-023
Heptachlor	LE	0.001	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Iron, as Fe	LT	0.3	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Lead, as Pb	LT	0.05	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Malathion	LE	0.1	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Manganese, as Mn	LE	0.10	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Mercury, as Hg	LE	0.10	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
p,p'-Methoxychlor	LE	0.03	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Mirex	LE	0.001	ug/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Nickel, as Ni	LT	0.1	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Parathion	LE	0.04	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
pH	GE	6.5		U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
	LE	8.5		
Polychlorinated Biphenyls	LE	0.001	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Selenium, as Se	LT	0.01	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Silver, as Ag	LT	0.005	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Sulphide, as H_2S	LE	0.002	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Thallium, as Tl	LT	0.1	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Camphechlor (Toxaphene)	LE	0.005	µg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Uranium, as U	LT	0.5	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Zinc, as Zn	LT	0.1	mg/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033

LT means less than
LE means less than or equal to
GT means greater than
GE means greater than or equal to

TABLE 9 MAXIMUM ACCEPTABLE LEVELS IN WATER USED FOR DOMESTIC CONSUMPTION (McNeely et al., 1980)

PARAMETER		LEVEL		REFERENCE
Alkalinity, Total, as $CaCO_3$	GE	30	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
	LE	500	mg/L	
Ammonia, as N	LE	0.5	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
Arsenic, as As	LE	0.05	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Bacteria, Fecal Coliform		ND	No./dL	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Bacteria, Total Coliform	LE	10	No./dL	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Barium, as Ba	LE	1.0	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Boron, as B	LE	5.0	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Cadmium, as Cd	LE	0.005	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Calcium, as Ca	LE	200	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
Cesium-137	LE	50	Bq/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
Chloride, as Cl	LE	250	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Chromium, as Cr	LE	0.05	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Colour	LE	15	TCU	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Copper, as Cu	LE	1.0	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Cyanide, as CN	LE	0.2	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Fluoride, as F	LE	1.5	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Hardness, Total, as $CaCO_3$	LE	120	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
Iodine-131	LE	10	Bq/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
Iron, as Fe	LE	0.3	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Lead, as Pb	LE	0.05	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Magnesium, as Mg	LE	150	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
Manganese, as Mn	LE	0.05	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Mercury, as Hg	LE	1.0	µg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Nitrate + Nitrite, as N	LE	10.0	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Nitrite, as N	LE	1.0	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Nta, as H_3NTA	LE	50.0	µg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Oil and Grease				Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
pH	GE	6.5		Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
	LE	8.5		
Phenolic Substances, as Phenol	LE	0.002	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Phosphate, Tot. Inorg., as P	LE	0.065	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
Phosphate, Total, as P	LT	0.100	mg/L	U.S. Environmental Protection Agency, 440/9-76-023
Phosphorus, as P	LE	0.2	mg/L	Hart, 1974, Austr. Wat. Res. Council, Tech. Paper 7
α-Radiation, Total	LE	0.02	Bq/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
β-Radiation, Total	LE	0.19	Bq/L	Environmental Studies Board, 1973, EPA.R3.73.033
Radium-226	LE	1.0	Bq/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Selenium, as Se	LE	0.01	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Silver, as Ag	LE	0.05	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Sodium, as Na	LE	270	mg/L	Hart, 1974, Austr. Wat. Res. Council, Tech. Paper 7
Strontium-90	LE	10	Bq/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Sulphate, as SO_4	LE	500	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Sulphide, as H_2S	LE	0.05	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Surfactants, as MBAS	LE	0.5	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1969
Temperature	LE	15	°C	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Total Dissolved Solids	LE	500	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Trihalommethanes	LE	0.35	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Tritium	LE	40 000	Bq/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Turbidity	LE	5	NTU	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Uranium, as U	LE	20	µg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979
Zinc, as Zn	LE	5.0	mg/L	Dept. of National Health and Welfare, Canada, 1979

LT means less than
LE means less than or equal to
GT means greater than
GE means greater than or equal to

TABLE 10 GUIDELINES FOR RECREATIONAL WATERS (McNeely et al., 1980)

PARAMETER		LEVEL		REFERENCE
Arsenic, as As	LE	0.05	mg/L	Environment Canada, 1979
Bacteria, Fecal Coliform	LT	100	No./dL	Ontario Ministry of the Environment, 1974
Bacteria, Total Coliform	LT	500	No./dL	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
Cadmium, as Cd	LE	0.01	mg/L	Environment Canada, 1979
Chromium, as Cr	LE	0.1	mg/L	Environment Canada, 1979
Colour	LE	100	TCU	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
Light Penetration	GE	1.2	M	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
Mercury, as Hg	LE	0.001	mg/L	Environment Canada, 1979
Odour	LE	16	TON	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
Oil and Grease	LE	5	mg/L	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
pH	GT	6		Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
	LT	9		
Radiation, Total	LT	0.37	Bq/L	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
Surfactants, as MBAS	LE	2	mg/L	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
Temperature	LT	30	°C	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67
Turbidity	LE	50	JTU	Dept. of the Environment, 1972, Tech. Bull. 67

LT means less than
LE means less than or equal to
GT means greater than
GE means greater than or equal to

5.3.1 Analysis of Liquid and Suspended Fractions. Few laboratory studies of the liquid or suspended fractions of elutriation tests (frequently simulating the worst case scenario because dilution at the site and the duration and intermittent nature of disposal operations are not taken into consideration) have shown that test organisms suffer lethal or sublethal effects (Brannon, 1978; Flint and Lorefire, 1978; Hoke and Prater, 1980; Jones and Lee, 1978; Laskowski-Hoke and Prater, 1981; Shuba et al., 1978; Sustar et al., 1977). Peddicord and McFarland (1978) showed that mortality in most of the test organisms (mussels, shrimp, crustaceans, fish) tends to rise as exposure time and suspended particle concentration increase. Exposure conditions, however, far exceeded those usually encountered in dredging operations.

There have been few field observations of acute toxicity in the water column or near the surface of sediment caused by dredging and open-water disposal (Allen and Hardy, 1980; Levings, 1982; Sustar et al., 1977). The massive mortality rate among fish during dredging operations in British Columbia has been attributed to the release of hydrogen sulphide (H_2S); a reduction in the dissolved oxygen concentration has also been cited as a probable cause, since the dredged material contained a high proportion of cedar bark. Experiments on crustaceans and fish confined near the dredging site showed that mortality and metal accumulation were higher, to varying degrees, than among the control group. Unconfined fish, however, would probably have been able to escape from the area near the sediment cone of dispersion. A study by De Coursey and Vernberg (1975) (cited in Levings, 1982) in South Carolina also gives an example of the relationship between the mortality rates of two crustaceans and their proximity to dredging effluent.

5.3.2 Solid Fraction Analysis. Sediment in the solid fraction does not mix and disperse in the water column as quickly as when it is in the liquid or suspended fraction. Benthic organisms live and feed in or on sediment for varying periods of time and the effect of the solid fraction on benthic communities can range from a relocation of the population to direct toxicity or bioaccumulation. The solid fraction, therefore, has the greatest potential for long-term effects such as sublethal toxicity and bioaccumulation.

Shuba et al. (1978) conducted bioassays in which numerous invertebrates were exposed to highly contaminated sediment from various sources, both freshwater and salt water. Elutriation tests were performed and organisms exposed to the solid, liquid and suspended fractions. Only one sample proved toxic to the majority of test organisms. Most of the sediments were nontoxic, even though they were heavily contaminated. A long-term bioassay with immature shrimp, however, showed that contaminated sediment could have a chronic effect on organism growth and reproduction.

Shuba et al. (1978) reported a number of findings on the lethal effects of the solid fraction on benthic organisms. There were few cases of clearly observed mortality during the bioassays, which lasted from four days to several weeks. Some sublethal effects were observed, however, which may have been caused by specific contaminants, such as metals (Levings, 1982; Shuba et al., 1978).

As to the physical consequences of sediment disposal, Diez and Boesch (1977) showed that the benthic community in the James River, Virginia had completely re-established itself three months after the dumping of dredged material. Peddicord et al. (1975) studied the reactions of a wide variety of marine and estuarine organisms exposed to uninterrupted discharges, winter temperatures, dissolved oxygen concentrations close to saturation point, and concentrations of solids of up to 10 g/L over several days or weeks. An increase in mortality was not noticed, although tolerance decreased as temperature rose and oxygen concentration diminished.

5.3.3 Selecting Organisms for Bioassays. The organisms used in bioassays should make it possible to compare dredging sites and be readily accessible at all times of the year. Ideally, they should be among the most sensitive organisms in the disposal area or be essential to the balance of the ecosystem or economy of the region in question. This is not feasible in practice, however, since such organisms may be difficult to preserve in artificial surroundings. It is often impossible to keep them alive at the most sensitive stages. Also, in many caes, it is not known which organisms are most critical to the region.

Several organisms have been recommended for freshwater bioassays:

- crustaceans (*Daphnia pulex*) (*Palaemonetes kadiakensis*)
- molluscs (*Musculium* sp.)
- insects (*Hexagenia limbata*), and
- fish (*Salmo gairdneri*) (juveniles) (Shuba et al., 1977; McKee, 1980).

Zooplankton may be reliable for bioassays in which acute toxicity and reproduction rate must be measured, in view of their relative sensitivity to contaminants and short life cycle.

The effects of contaminants on phytoplankton in their natural surroundings are usually quite slight because of the dynamic and variable nature of communities and the fairly rapid dilution of water at the disposal site. Bioassays on phytoplankton in the suspended fraction are not recommended because of interference from indigenous protozoa and suspended particles (Shuba et al., 1977). Cell density or volume, C^{14}

determination, and chlorophyll concentration may be used as criteria.

Molluscs are usually regarded as having resistance to contaminants and so are not very suitable for short-term bioassays. Since they can accumulate contaminants, however, they are useful for long-term bioaccumulation tests.

The 1977, EPA and the U.S. Army Corps of Engineers study concluded that the liquid fraction can be analyzed chemically, if dilution rates can be determined (by comparing results against the quality standards in effect), or alternatively, by bioassays. The suspended fraction, however, can only be evaluated by bioassays, which will determine the potential effect of the physical presence of suspended particles and the active contaminants associated with them.

Indicator organisms for the liquid and suspended fractions should include:

- a zooplanktonic organism,
- a crustacean, and
- a fish (preferably juvenile, because of their greater sensitivity).

For the solid fraction, use should be made of:

- a filter feeding organism,
- a burrowing organism, and
- a surface feeder (walking organism).

Organism mortality should not be measured in terms of a specific mortality rate but rather in terms of a significant difference by comparison with test organisms in an uncontaminated medium of similar granulometry.

5.3.4 Limitations of Bioassays. The main limitation of bioassays is that few laboratories are equipped to perform them. A supply of viable indicator organisms must be kept in the laboratory for future requirements. Moreover, adequate controls must be used during tests to ensure that the responses are caused by the test material and not the condition of the organism, the equipment or other external factors. The test may take several days, or even weeks, depending on the organism and the aim of the bioassay. All of these factors increase costs and the amount of space, time and labour that the tests require.

Caution must be exercised when extrapolating laboratory results to the field especially with the liquid fraction evaluation. Procedures usually focus on the effect of different concentrations over a constant, but arbitrary, period of time. Since the duration of exposure on a site varies constantly because of dilution and the intermittent nature of

disposal operations, the adverse effect on organisms may often be overestimated. Lethal concentrations, which are usually based on exposure for a set period of time (96-hours being the most common) are not generally applicable to dredging operations. Organisms are rarely exposed to concentrations exceeding the proposed limits for that length of time. It would be desirable, therefore, to take dilution factors into account when interpreting results, especially for elutriation testing.

Although such conditions are difficult to simulate in the laboratory, it could be taken as a rule of thumb that the maximum acceptable concentration at the disposal site is the concentration which proves toxic after a bioassay of 96-hours (more or less for specific tests).

5.4 Recommendations

7. Bioassays are currently the most valid analytic method of measuring the potential effects of toxic substances released in the course of dredging and disposal operations. Although not yet a routine evaluation procedure, these tests should be used to supplement the information provided by direct sediment analysis and elutriation tests. If the contaminant dilution rate at the disposal site cannot be determined, or there are no water quality criteria for specific elements, bioassays should be conducted whenever elutriation tests show concentrations equal to, or higher than, those in the water column. Because of the serious limitations of elutriation tests, they should not be used on a regular basis as the sole means for decision making. Their utility in this domaine is increased when they are used in co-ordination with bioassays.

8. If bioassays show that sediment may have an adverse effect, then the sediment, regardless of the contaminant(s) in question, should be disposed of on land. This would eliminate the need to establish "acceptable" levels for each contaminant and would also take potential synergistic or antagonistic effects into account.

9. A number of bioassay procedures have been developed (Anonymous, 1979; APWA, AWWA and WPCF, 1975; Environmental Effects Laboratory, 1976; EPA/Corps of Engineers, 1977; Shuba et al., 1978). These procedures should be reviewed and the most suitable ones chosen in co-operation with ecotoxicologists. Indicator organisms might also be selected for St. Lawrence projects so that dredging sites or different seasons at the same site could be compared.

6 POTENTIAL LONG-TERM EFFECTS

6.1 Bioaccumulation

As already emphasized, contaminants are likely to have a significant effect on benthic organisms in particular, which are associated with sediment for long periods of time or even their entire lifespan, unlike other aquatic organisms that are exposed for only short times to sediment released in the water column. The solid fraction of dredged material will therefore have priority in bioaccumulation tests.

Consideration should also be given to determination of the chronic sublethal toxicity. Such long-term effects, which we can no longer afford to ignore, may interfere with organism behaviour such as feeding, reproduction, and migration. Exposure to some contaminants may also render organisms more vulnerable to disease. If sediment is dispersed in fast flowing water, the sublethal effects may be minimized, but if contaminated sediment is concentrated locally, chronic effects may be more significant.

The purpose of bioaccumulation tests is to determine the long-term accumulation potential of contaminants in the food chain. The bio-concentration factor (BCF) is generally defined as the concentration of a substance in tissue (on a dry weight basis) divided by its concentration in water.

The main factors to be considered when interpreting the results of bioaccumulation tests are:

- the life cycle of organisms and their tolerance for different contaminants;
- the degree of bioaccumulation (rates obtained);
- persistance of material and sufficient test time for calculating both uptake and release;
- the toxicity of accumulated material;
- the size of the area affected; and
- the indicator species' position in the food chain.

Bioaccumulation tests in the field avoid the problems posed by laboratory tests, and the samples taken have been exposed to actual conditions of sediment dilution and dispersion.

Some bioaccumulation tests can also be done by confining organisms on or near the dumping site. They will, however, have to be exposed to local conditions for a sufficient length of time prior to the project.

Apart from Lee and Mariani, 1977; Levings, 1982; and Tessier et al., 1982; 1984, the study by Neff et al. (1978) is probably one of the most complete on the bioaccumulation of metals from polluted sediment. Twenty-six percent of the bioassays on sediment from various waterways in Texas and Ohio showed a significant increase in metal concentrations in the tissues of test organisms. Of the eight main metals tested for (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn), however, only iron and lead showed significant bioaccumulation tendencies in most organisms. Though other bioaccumulation studies have not shown an obvious rise in metal accumulation in organisms exposed to dredged sediment, Wright (1978) and Wyeth and Sweeney (1978) stress that problems of methodology may have affected these findings.

Elutriation tests allow evaluation of only potential short-term effects of elements released in the water column, and are consequently not suited to determining long-term effects on aquatic organisms.

Using speciation to determine the relationship between metal forms in sediment and metal accumulation in organisms might help to establish the potential effect of open-water disposal. This method allows prediction, to some extent, of the maximum metal concentrations that will be solubilized in specific environmental conditions.

Selective sediment extraction methods for speciating particulate trace metals (i.e., determining how they are distributed between various sediment forms or fractions) have been developed (Gibbs, 1977; Gupta and Chen, 1975; Tessier et al. 1979) and used to advantage by Gibbs (1977) and Tessier et al. (1980, 1982, 1984). These methods have also been investigated by scientists such as Jenne and Luoma (1977), Jenne et al. (1980), Brannon et al. (1976), Patrick (1977), and Patrick et al. (1976, 1977).

These trace metal extraction procedures are intended to provide information on metal bioavailability and determine the environmental conditions that affect their release into the water column. Caution must be exercised, however, when interpreting results in view of the difficulties of reproducing in the laboratory the particulate trace metals found in natural sediment and the impossibility of predicting synergistic and antagonistic effects in biological organisms.

Tessier et al. (1982) used trace metal speciation to assess the impact of mineral waste on aquatic plants and bivalves. They showed that there was a correlation between the concentration of trace metals associated with some sediment fractions and the bioaccumulation of the same trace metals in bivalves.

6.1.1 Selecting Organisms. A number of criteria can be identified for selecting the organisms to use as bio-indicators of contaminants in the environment. Selected species should:

1) be ubiquitous and abundant in order to be representative of the different sites and areas of study;
2) have a tolerance for contaminants and a high bioaccumulation capacity; and
3) have anatomical features that make field identification and collection easy.

Tessier et al. (1982) recommended that bivalve molluscs be used. These organisms have already been the subject of many studies on the marine environment (Phillips, 1977). Tessier et al. (1982) also point out that bivalves offer a great many advantages:

- they are known for their ability to accumulate a wide variety of toxic substances with no apparent affect;
- they are filter feeding organisms;
- they are sedentary or of limited mobility and so are representative of general conditions in a restricted area;
- they are relatively abundant in a restricted area and easy to identify;
- they are quite long-lived (5 to 10 years), which means that samples of various ages can be taken;
- they are easy to sample, transport and preserve; and
- they have sufficient tissue for analysis.

Tessier et al. (1982) used the bivalves *Ellipto complanata* and *Anodonta grandis*, while the U.S. Army Corps of Engineers (Hart et al., 1983) chose the freshwater organisms: *Corbicula fluminea* (bivalve), *Macrobrachium rosenbergii* (crustacean), *Daphnia magna* (crustacean), and *Pimephales promelas* (minnow), and, for the estuarine environment: *Rangia cuneata* (bivalve) and *Palaemonetes pugio* (crustacean).

Bioassay procedures developed by the EPA and the U.S. Army Corps of Engineers (1977) recommend that polychaeta and other less mobile organisms be used instead of mobile epifauna (e.g., crabs, lobsters, fish, etc.). The choice of study organisms according to their role in the food chain and/or their importance to man, however, is still subject to debate. Some think that environmental protection should address more than commercial resources. Others like Lee et al. (1977) state that the information on bioaccumulation in polychaeta is worthless since no one is able to interpret its

significance. They also indicate that bioaccumulation should be interpreted in terms of the concentrations found in organisms at the top of the food chain or in important commercial species such as crab or fish, where there are often regulations governing maximum tissue concentration.

6.1.2 Limitations of Bioaccumulation Tests. The presence of metal in the tissue of aquatic organisms does not necessarily mean that dredging has an adverse effect. Small amounts of a number of metals can exist in the tissue of most organisms with no obvious ill effects. Copper and zinc, for example, are toxic in high concentrations but tiny amounts of them are essential to certain metabolic processes.

Absorption and tolerance vary from species to species and with age, reproduction conditions, and physiology. There are also considerable differences in the assimilation rate and resistance to contaminants. The environmental implications of bioaccumulation are therefore difficult to assess, particularly since, unless it is very high, we still do not know enough to evaluate the consequences of a given concentration of contaminants in organism tissue. There is even greater difficulty in quantifying the ecological impact on an entire population. There is, for example, no reliable scientific basis for establishing the concentration of copper or lead that might be harmful to an aquatic insect or mollusc. In most cases, it is impossible to determine the ecological significance of the concentration of a specific element in tissue. Consequently, data on bioaccumulation must be interpreted on the basis of comparison with control organisms of the same species placed under similar environmental conditions but using unpolluted sediments. If bioaccumulation in the test organisms is significantly higher than in the control group, then that level of bioaccumulation should be avoided.

Even though the level of metal bioaccumulation depends on the form the metal takes in the environment and on surrounding physical and chemical conditions, the methods developed so far, including trace metal speciation, seem unable to predict with sufficient accuracy the bioavailability or bioaccumulation of metal from sediment. As for bioassays, caution must be exercised when extrapolating laboratory results to the field. Procedures usually focus on the effect of different concentrations over a constant, but arbitrary, period of time; the selected concentrations must reflect field conditions. Further research still needs to be done in this area (Centre for Wetland Resources, 1977; Florence, 1982; Hall and Bindra, 1979; Murphy et al., 1983; Phillips, 1980; Prosi, 1979; Tessier et al., 1982, 1984).

6.2 Recommendations

10. Greater attention should be paid in the environmental follow-up process to the long-term effects of dredging. The procedures recommended by the EPA and the U.S. Army Corps of Engineers (1977) should be used to determine the bioaccumulation of contaminants from dredged material. Since these procedures were developed for the marine environment, however, a review is needed to determine if they can be applied in their present form to the freshwater environment of the St. Lawrence.

11. It may on occasion be difficult to perform bioaccumulation tests in the field, and laboratory procedures may be necessary. If possible, biological samples should be taken at the disposal site before and after operation. If data on organisms are not already available, sufficient time should elapse between the notification of dredging and the performance of work so that samples may be collected and analyzed before open-water disposal takes place.

12. Studies on bioassays show that there is a need to examine the relationship first between certain forms of contaminant in different types of sediment and contaminant absorption by organisms, and second between absorption and the effects on organisms and their ability to excrete contaminants after dredging or sediment disposal has been completed.

In view of the proposal to establish a biological monitoring network, the use of metal speciation should be evaluated on the basis of current dredging projects. Various types of projects, covering quite a wide range of sediment/water characteristics, should be monitored in order to anticipate and follow-up in the field contaminant availability after dredging and open-water disposal. Studies should therefore be initiated or promoted to determine:

- the relationships between contaminants and their bioaccumulation in organisms at various sites, attempting to obtain a wide range of trace metal concentrations and organic substances; and
- which contaminants are accumulated most frequently, and the correlation between accumulation and sediment characteristics.

7 SEDIMENT DISPERSION

As the mass of sediment moves down the water column, it creates fairly strong bottom currents that transport material from the centre of the disposal site to the edges. The impact of the material on the bottom also results in the disaggregation and resuspension of part of the sediment, which forms a cloud or trail near the bottom. The cloud of sediment will be elongated to some extent, depending on the movement of the waves, current direction and disposal method (material dumped all at once or over a period of time; the barge in motion or at a standstill).

In the long-term, the finest particles (silt and clay) will take much longer to settle and may be transported far from the disposal site. The material that does settle on the bottom is compacted, eroded, segregated, and transported, and then it settles again. In many cases, conditions at the disposal site will provide information about which sediment particles are likely to remain in suspension and which will settle.

Important factors in determining the shape and path of the cone of dispersion and the dilution zone at the disposal site are:

1) disposal site characteristics;
   - depth,
   - bathymetry,
   - current speed and direction,
   - waves,
   - tides,
   - nature and thickness of existing sediment,
   - stratification (temperature, density), and
   - salinity
2) dredged material characteristics;
   - granulometry,
   - density (compaction), and
   - organic matter
3) method of transport;
   - barge speed and direction,
   - discharge time and rate, and
   - number of discharges/unit of time.

Some models have been developed for determining the dispersion and movement of dredged material disposed of in open water (Bella and Williamson, 1980; Bower, 1976; Cederwall and Svensson, 1976; Grimwood and Benedict, 1977; Holliday, 1978; Holliday et al., 1978; Johnson, 1980; Johnson and Holliday, 1978; Koh and Chang, 1973; Krishnappan, 1975; Schnoor et al., 1982). These models are extremely useful if the size of the project warrants applying them and the requisite data are available. If projects are not large or data are insufficient, a more empirical method can be used in which all the factors are reviewed that will help to predict the fate of dredged material, determine the importance of each component, and make a qualitative assessment as to the extent of dispersion and the form it will take (Holliday, 1978). The results given by this method will, however, depend on the experience of the user.

Models have also been established in the United States for determining the volume of water needed to achieve an acceptable level of dilution by comparing elutriation test results and disposal site water with water quality standards (Brandsma and Divoky, 1976; Environmental Effects Laboratory, 1976; EPA/Corps of Engineers, 1978; Fetterolf, 1973; Lee et al., 1975). The models were developed for the marine environment however, where conditions are totally different from those in the fresh water of the St. Lawrence.

Recommendations

13. In order to ensure that greater attention is paid to the long-term effects of dredging, priority should be given to developing long-term hydrodynamic models for determining what happens to sediment in the river. Such models should consider the factors involved in open-water disposal, bearing in mind the particular features of each part of the river. They should be refined and improved as experience is gained.

The U.S. models and those for the St. Lawrence (the Sydor study, 1978 in particular, and perhaps also a number of studies done by the LaSalle hydraulic laboratory) should be reviewed to determine if they can be used or adapted for determining sediment dilution and dispersion in the river.

14. These models should be the subject of field verification before becoming routine application. The co-operation of a number of specialists such as biologists, environmental chemists, hydrologists and toxicologists will be required. Developing the models will also help to better identify the information needed for understanding all the processes involved.

Until such time as hydrodynamic models are developed, simulations could be done on scale models to determine the effects of sediment disposal from specific dredging projects on the St. Lawrence, particularly on the most frequently used sites or the ones most likely to have an impact on sensitive environments.

8 GUIDELINES FOR THE ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF DREDGING PROJECTS

These guidelines are intended primarily to reduce the number of tests while continuing to impose sufficient requirements to enable the appropriate persons to make decisions on the potential impact of dredged sediment.

Tests are only required if there is reason to believe that contaminants may be disposed of in forms and amounts that are likely to be harmful to the environment. The greater the potential for contamination, the more demanding the tests should be.

The tests vary in stringency according to the category of sediment and the potential risk of contamination to the environment. There are three categories, based on screening results and the type of disposal under consideration, the aim being to cover a range of effects on the aquatic environment and determine the requirements for specific projects (Figure 4).

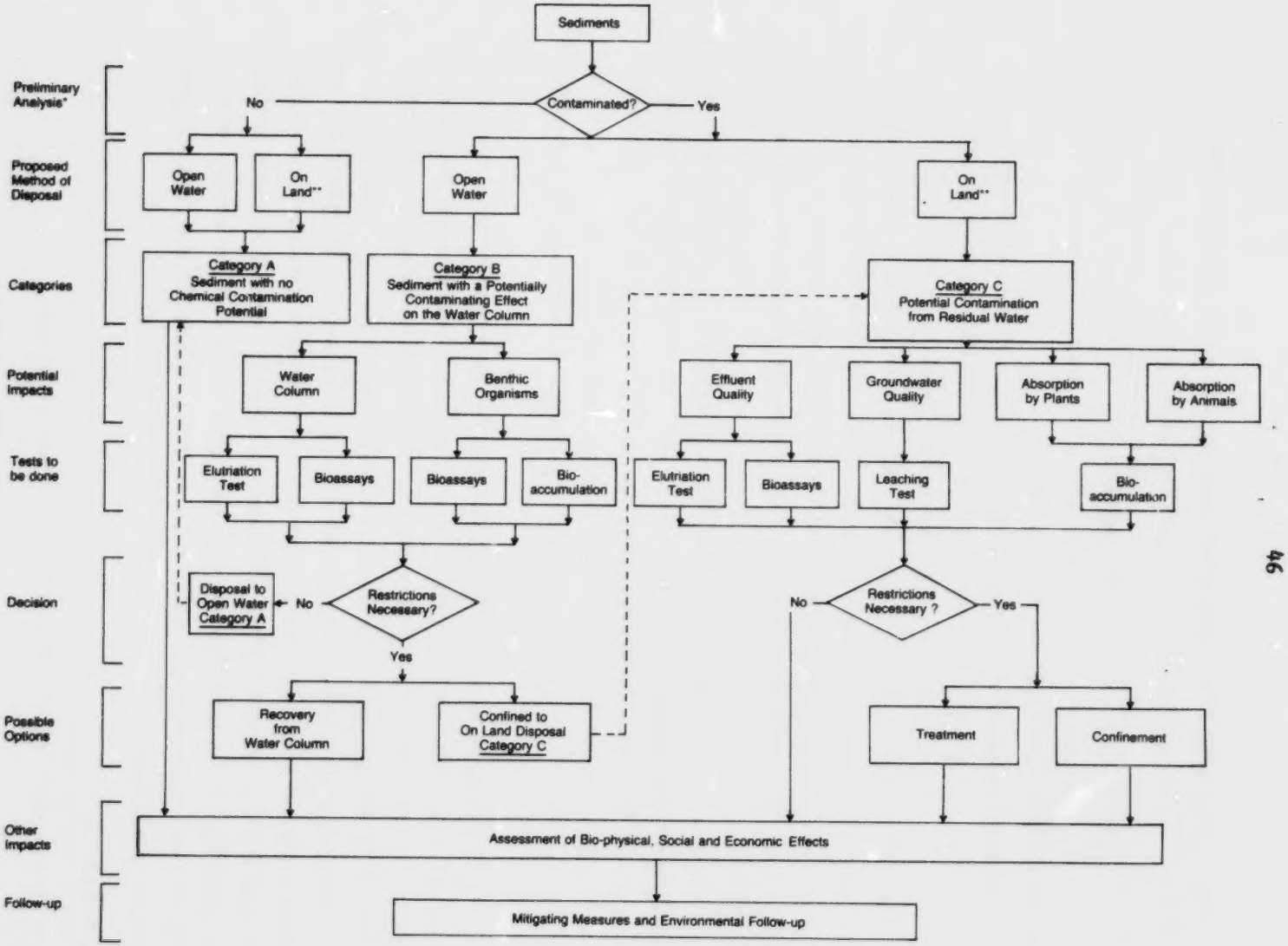
A number of tests will be required, but no more than is necessary to ensure that the dredging project will not pollute the environment; the exercise is not intended to constitute a waste of time, effort and money for project proponents. This approach consists of a logical series of analyses and findings that will give as adequate an assessment as possible, given current knowledge, of the problems associated with dredging projects.

The first step is to screen the project in order to determine what conditions will be attached to it, particularly in view of its contamination potential and the disposal method under consideration. The dredged material will therefore be assigned to one of three categories for the purposes of technical evaluation (Figure 4).

Greater involvement by the public and private sectors in protecting the environment, and growing media interest in environmental matters should prevent project initiators from attempting, as a matter of course, to have all material included in those categories requiring the fewest tests. On the other hand, in view of the amount of time and money involved, neither should material be routinely included in the most stringent categories as a safety measure.

Category A Material

There is no serious reason to believe that the environment is at risk.



* Determined after study of the surroundings history and from the results of physicochemical analyses performed with respect to the evaluation criteria.
** This includes shore deposition.

FIGURE 4 ANALYSIS REQUIREMENTS FOR SEDIMENT CATEGORIES AND DISPOSAL METHODS

Under this heading would come sediment from maintenance dredging if there is no reason to believe that sediment quality has changed since the last dredging, the same disposal site is to be used, and it meets the same conditions.

Dredged material consisting mainly of sand, gravel or other natural sediment where particles are generally larger than clay or silt, would frequently, but not always, be included in this category. Such material is often found in areas with strong currents and high turbulence, where dredging is not a common practice.

Uncontaminated fine material may also be placed in this Category A if, for example, the dredged spoil is to be removed far enough from any source of contamination to provide reasonable assurance that it does not pose a risk to the environment, or if relatively recent samples (less than 3 years old) have shown that the sediment was not contaminated in any way.

The only effect of material in this category on the environment would be the physical (mechanical) impact of dredging and dumping, and mitigating measures should then be taken to protect sensitive sites (e.g., nesting areas, water supply intakes and spawning grounds).

Category B Material

Open-water disposal is proposed but screening shows that material is potentially damaging to the environment.

If the screening process shows the level of sediment contamination to be unacceptable, material must be tested to determine the risk to the substrate and water column at the disposal site (Table 1). The liberation of metals in the water column can be estimated by elutriation tests. If they show that there is a potential danger, thought must then be given to performing bioassays and bioaccumulation tests. However, contaminants, other than metals, cannot be adequately evaluated by elutriation tests. If the Initial Impact Assessment shows their presence, we should directly proceed with bioassays and bioaccumulation tests. Bioassays will give an indication of the toxicity potential, while bioaccumulation tests will show the potential accumulation of contaminants in organism tissue and consequently the danger of transfer to the food chain.

Category C Material

Environmental screening shows that material is highly contaminated and on-land disposal is indicated.

The material, including suspended particles, will be disposed of on land. There

is a risk of contamination, however, from residual water and the potential impact on receiving waters should be assessed. Residual and receiving water can be compared by means of elutriation tests. If the elutriate proves to have higher concentrations than the receiving waters, bioassays will have to be performed. If these show there is a risk to aquatic organisms, water will have to be treated before being returned to the environment.

9 CONCLUSIONS

As Lee (1975b) emphasized, environmental activists have sometimes taken a radical stand against open-water disposal without assessing the impact of the various methods of sediment disposal. In many instances, such groups have sufficient political clout to force more economic or ecologically appropriate approaches to be abandoned in favour of on-land disposal. If research shows that open-water disposal has much less of an effect on aquatic ecosystems and water quality than is feared, then it should be used more often than the more costly on-land alternative.

The dumping of dredged sediment should not be condemned out of hand, particularly if the material resembles the natural composition of the river bed and disposal sites are selected with all due care. This is not the case when dredged material is not transported by the body of water but is of industrial origin, such as waste from pulp and paper mills. Dumping industrial waste and then removing it to dispose of it further away merely shifts the impact from one location to another, and this is unacceptable.

While a policy of restoring the environment may seem to have more to recommend from the outset than one of not causing any further damage, it does not seem to be a realistic objective at this stage, since it would mean disposing of a considerable proportion of dredged sediment on land, at an exorbitant cost. The long-term effects of open-water disposal have not yet been proved conclusively. Water will be restored to full use as the sources of municipal and industrial pollution responsible for sediment contamination are eliminated.

It is not acceptable even in the present circumstances, to dump material which is more contaminated than the proposed disposal site is, since that would counteract the program for improving the water quality of the St. Lawrence.

Environment Canada must concentrate on reducing contaminants at the source, and not regard the rising level of contamination in the river as a natural or an established fact. Industries are responsible for their own waste, and it should be departmental policy to ensure that users return the water to the environment in a condition that will not damage aquatic life or hinder other users in their enjoyment of it.

Sediment contamination is often from past discharges, and these areas of contamination will need to be addressed even if there is no further input of contaminants.

Departmental policy should be to prevent pollution. In the meantime, however, until more is known about the level of pollution associated with open-water disposal of sediment, the Department must confine itself to ensuring that such disposal

does not cause environmental damage. This approach should gradually bring about a long-term improvement in the quality of the water of the St. Lawrence.

The ever-rising costs of harbour and shipping channel maintenance, necessitates every dollar being spent on the environment to make a contribution to the quality of our natural surroundings. The environmental assessment of dredging projects must, therefore, be governed by two main objectives:

- to safeguard the environment at the dredging and disposal sites; and
- to optimize the social and economic benefits to the community.

This report has evaluated the most commonly used methods for determining the extent of sediment contamination and its effect on the aquatic environment, discussed the limitations, and described a procedure for assessing sediment in terms of its potential effect.

Using only the concentration of contaminants in sediment is not always the most suitable way of determining potential damage from dredging projects. It has been used for a long time, more for its ease of application than its scientific validity, and a more rational and technically more valid method which includes the physical, chemical and toxic effects of individual projects is essential.

It is proposed that physical and chemical analysis of sediment should still be performed at the screening stage so that a preliminary evaluation can be made of the potential risk of contamination. If this first assessment shows that there is such a risk, studies should then focus on the release of contaminants in relation to water quality at the disposal site (elutriation tests) and the effect on aquatic organisms (bioassays). More attention should also be paid to the long-term implications of open-water disposal (bioaccumulation tests).

The proposed procedure involves some or all of the following, depending on the potential risks (Figure 4):

- determining the physical and chemical properties of sediment (as part of the environmental screening process);
- elutriation tests to determine the short-term remobilization of contaminants associated with sediment during dredging work, particularly at the disposal site; and
- bioassays and bioaccumulation tests to determine the effects of availability on living organisms.

Ecological systems are complex structures and there are no simple tests or criteria for evaluating the environmental impact of dredging projects. A number of

guidelines are put forward in this report; some situations call for little analysis while others are much more complicated. Each method has its limitations and there is no one method that can fit all situations. Direct sediment analysis, therefore, cannot be used on its own to determine the foreseeable effects on water quality, while elutriation tests cannot forecast the effects of turbidity. Similarly, bioassays must take account of exposure time, based on the dilution and dispersion rates at the disposal site. Each of these limitations must be taken into consideration when selecting analysis methods, performing the analysis, and interpreting results.

The approach that is recommended does not contain criteria that can be applied to all situations; such criteria would exist only in a perfect world, given the range of environments involved, the varying size of projects, and the number of factors to be considered. A case-by-case approach should be taken, based on the principle of causing no damage to the environment, as is proposed for Great Lakes projects or ocean dumping in the United States.

In 1973, at a cost of $32.8 million, the U.S. Army Corps of Engineers set up the Dredged Material Research Program (DMRP) at the Waterways Experiment Station in Vicksburg, Mississippi. At a time when water quality regulations are being adopted and gradually put into effect, and enormous amounts of money are being spent on pollution abatement, it is deplorable that so little is being done to study and follow-up the environmental effects of dredging projects on the St. Lawrence. In order to assess methods of protecting the environment during dredging operations, information had to be extrapolated from studies done elsewhere. Such studies, however, related to the marine environment or the Great Lakes (International Joint Commission), which are very different from the St. Lawrence in terms of both hydrodynamics and sensitive environments. In the years to come an effort must be made to define the problems and situations on the St. Lawrence.

Assessing and performing dredging projects and implementing the recommendations of this paper will require the co-operation of the agencies involved in dredging operations and the environmental protection of the St. Lawrence in order to set consistent and compatible aims and objectives for all concerned.

In 1978, the St. Lawrence River Water Quality Committee recommended that Environment Canada and the Quebec Department of the Environment (MENVIQ) set up a joint secretariat to implement an environmental assessment process for dredging projects and establish administrative procedures for analyzing permit applications and monitoring dredging on the St. Lawrence (Vigneault et al., 1978).

There are substantial differences between MENVIQ's environmental assessment process (RSQ, chapter Q-2, 1979) and the federal government's (EARP). Environment Canada plays a purely advisory role and project initiators (other federal departments) are responsible for doing their own studies. The procedures at provincial level are longer and more complicated and MENVIQ may impose requirements and, if necessary, prohibit the performance of work. With a few exceptions, however, the areas under provincial jurisdiction are more polluted, since dredging sites are frequently in the vicinity of industrial zones, and thus require more stringent measures and controls than do operations in harbours or shipping channels which are under EC responsibility. While it is difficult to harmonize the procedures for project submission and approval, some common ground could be reached concerning standards and criteria for assessing sediment quality and acceptable analysis methods.

Recommendations

15. Regular contact should be established with those responsible for assessing the impact of dredging projects in other regions of the country and abroad and in particular:

- the Ontario, Atlantic, Western and Northern (e.g., MacKenzie River) and Pacific regions of the EPS;
- the U.S. Army Corps of Engineers Waterway Experimental Station (DMRP) in Vicksburg, Mississippi;
- EPA - Freshwater and Marine Services;
- the International Joint Commission for the Great Lakes (IJC);
- EPS HQ - London Dumping Convention;
- the Ontario Ministry of the Environment (MOE).

These contacts will help us remain abreast of research, improved techniques, and policies or guidelines for protecting the environment during dredging projects.

16. Meetings should be held, as a matter of priority, with those in charge of dredging projects in the Quebec Department of the Environment in order to harmonize policy concerning operations on the St. Lawrence and make similar demands regarding the criteria and study methods for such projects.

17. Impact evaluation criteria that can be applied to all situations are still a utopian concept, in view of the range of environments involved, the varying size of dredging projects, and the number of variables to be taken into consideration. Until such time as more suitable methods are developed, existing methods must be used - chemical

analysis of sediment, elutriation tests, and bioassays - even though they are deficient in a number of respects concerning the interpretation of results and the conclusions to be drawn from them. The methods are likely to remain the same for some time and the promise for the immediate future is improved data generation (e.g., quality assurance) and data interpretation (e.g., field testing).

These methods, most of which are described in the EPA/Corps of Engineers paper (1977), were developed primarily for the marine environment and should be reviewed, updated and, if necessary, simplified so that they can be applied to the St. Lawrence. Consideration should also be given to other methods, such as testing for mutagens or chronic stress, and bioassays of less than 96-hours. On completion of work, a summary could be drawn up, describing sampling and analysis methods for sediment and underlying water, the main tests for identifying, evaluating and predicting the ecotoxicological impact of dredging, and ensuring follow-up, and the procedures for analyzing and interpreting results.

18. Very little has been done to follow-up the environmental impact of dredging projects on the St. Lawrence. This should be a matter of priority in the next few years, to determine if methods of analysis and forecasting were suitable and if fears were justified.

19. In 1978, the St. Lawrence River Water Quality Committee recommended that a dozen sites along the river be developed as wildlife habitats. There has not been any follow-up on this, either because there is no real desire to do so, human resources are lacking, or merely because there have been no meetings of the various agencies involved.

The Environmental Protection Service currently has a number of briefs available on the subject, and could co-operate with the Canadian Wildlife Service (CWS) in implementing the projects if necessary. Other specialists could also be consulted on hydrological problems associated with this type of project, such as protection against erosion and determining the mechanical quality of sediment (cohesion, plasticity, permeability). The CWS should first define requirements and determine how, where and under what conditions such material could be used. A co-ordinating body could be set up to bring together the organizations involved (CWS, Corporate Affairs Directorate, EPS and Inland Waters Directorate). A pilot project might help determine feasibility, costs, constraints, and potential impact.

20. Meetings should be scheduled with initiators of dredging projects to make them aware of the contents and implications of the Federal Environmental Assessment and Review Procedure (EARP). Moreover, once the Guide to Screening the Environmental

Impact of Dredging Projects has been approved, Environment Canada should take a firm stand on the use of that document. All future environmental assessments should comply with it and show clearly that project initiators are committed to protecting the environment and carrying out a program to monitor the effects of their projects.

21. A number of EPS publications could be used to make a compilation of sensitive sites on the St. Lawrence (e.g., Carrière et al., 1982). This information could be supplemented by including references (government reports, scientific articles, consultant studies) to provide project initiators and consultants with further information on the sites in the area where they are working. Information could also be included on the spawning periods of fish that are of economical and recreational interest.

22. The Environmental Protection Service should set up a reference library to collect and disseminate information on dredging projects. This would lessen the difficulty that the general public, researchers, specialists and government agencies experience in assembling information.

23. The Environmental Protection Service has acquired valuable experience on dredging over the years. Work should be continued and intensified to allow EPS to become the main source of expertise on the subject. The recommendations made in this report should be followed-up in such a way as to enable EPS to play a leading role in this field.

REFERENCES

Allen, K.O. and J.W. Hardy, 1980, Impacts of Navigational Dredging on Fish and Wildlife: A Literature Review, U.S. Dept. Interior, Office Biological Serv., Fish and Wildlife Serv., Washington, Publ. FWS-085-80/07, 82 pp.

Anonymous, 1979, Environmental Laboratory Manual, Dept. Environ., EPS, and Dept. Fisheries and Oceans, Fish. and Marine Serv.

APWA, AWWA and WPCF, 1975, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Amer. Public Health Ass., 15th ed.

Bandyopadhyay, P., 1981, Release of Nitrogen Compounds from Dredged Sediments, Dess. Abst. Int., Part B, Sci. and Engineer, No. 42, FAD-81-18223.

Baumgartner, D.J., D.W. Schultz and J.B. Carkin, 1978, Aquatic Disposal Field Investigations, Duwanish Waterway Disposal Site, Pujet Sound, Washington, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-24.

Bella, D.A. and K.J. Williamson, 1980, "Diagnosis of Chronic Impacts of Estuarine Dredging", J. Env. Systems, 9: 289-311.

Blom, B.E. et al., 1976, Effect of Sediment Organic Matter on Migration of Various Chemical Constituents During Disposal of Dredged Material, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-76-7.

Boudreau, J., 1981, Évaluation de la biodisponibilité de certains métaux traces lors des spéciations de dragage et de disposition des résidus de dragage, mémoire présenté à l'I.N.R.S.-eau.

Bower, S.P., 1976, "Modeling of Coastal Dredged Material Disposal", In Proc. Specialty Conf. on Dredging and its Environmental Effects, P.A. Krenkel, J. Harrison and T.C. Burdick (eds.) Amer. Civil. Eng., N.T., pp. 202-205.

Brandsma, M.G. and D.J. Divoky, 1976, Development of Models for Prediction of Short-term Fate of Dredged Material Discharge in the Estuarine Environment, Tetra Tech. Inc., for U.S. Army Engineer Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-76-5.

Brannon, J.M., 1978, Evaluation of Dredged Material Pollution Potential, U.S. Army Engineer Waterways Experimental Station, Tech. Rept. DS-78-6.

Brannon, J.M. et al., 1974, Distribution of Manganese, Nickel, Zinc, Cadmium and Arsenic in Sediments and in the Standard Elutriate, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, MS, Pap. D-76-18.

Brannon, J.M., R.M. Engler, J.R. Rose, P.G. Hunt and I. Smith, 1976, "Distribution of Toxic Heavy Metals in Marine and Freshwater Sediments", In Proc. Specialty Conf. Dredging and its Environ. Effects, P.A. Krenkel, J. Harrison and J.C. Burdick (eds.) Amer. Soc. Civil Eng., NY, pp. 455-495.

Brannon, J.M. et al., 1976, Selective Analytical Partitioning of Sediments to Evaluate Potential Mobility of Chemical Constituents During Dredging and Disposal Operations, U.S. Army Engineers Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Techn. Rept. D-76-7.

Brannon, J.M. et al., 1978a, Evaluation of Dredged Material Pollution Potential, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-6.

Brannon, J.M. et al., 1978b, Long-term Release of Contaminants from Dredged Material, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-49.

Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, 1979, Nouveau Guide du Processus Fédéral d'Évaluation et d'Examen en matière d'Environnement, Env. Can., S.P.E., Dir. Activités Fédérales.

Butler, J.S., 1981, Evaluation of the Elutriate Test as a Mean of Predicting the Behavior of Selected Chlorinated Hydrocarbons in Dredged Sediments During Open-water Disposal, Diss. Abst. Int., Part B., Sci. and Engineer., 42 n° FAD-8126591.

Carrière, Varin, de Jocas, David et ass. Ltée, 1982, Répertoire Socio-Écologique, Env. Canada, S.P.E., Région du Québec.

Cederwall, K. and T. Svensson, 1976, "Sediment Flushing after Dredging in Tidal Bays", J. Hydraulics Division, ASCE 102 (HY7): 935-53.

Centre for Wetlands Resources, 1977, Trace and Toxic Metal Uptake by Marsh Plants as Affected by Eh, pH and Salinity, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-40.

Chen, K.Y. et al., 1976, "Trace Metals in Open-water Disposal of Dredged Material", J. Waterways, Harbors and Coastal Engineer, Division, ASCE, 102, WW4, pp. 443-454.

Chester, R. and M.J. Hughes, 1967, "A Chemical Technique for the Separation of Ferro-manganese Minerals, Carbonate Minerals and Absorbed Trace Elements from Pelagic Sediments", Chemical Geol. 2: 249-262.

Constable, T.W., 1983, The WTC Leaching Procedure: Development and Applications to September, 1983 (draft copy), Environment Canada, Env. Prot. Serv., Wastewater Technology Centre, Burlington, 30 pp.

Diaz, R.J. and D.F. Boesch, 1977, Impact of Fluid Mud Dredged Material on Benthic Communities of the Tidal James River, Virginia, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-45.

Dosis, P. and L.J. Warren, 1980, "Distribution of Heavy Metals Between the Minerals and Organic Debris in a Contaminated Marine Sediment", In Contaminants and Sediments, Vol. 1, Baker, R.A. (ed.), Ann. Arbor Scien. Publ., Ann Arbor, pp. 119-139.

Dredging Subcommittee, 1983, Evaluation of Dredged Material Disposal Options for Two Great Lakes Harbours Using the Water Quality Board Dredging Subcommittee Guidelines, report to the Great Lakes Water Quality Board, 68 pp.

Dredging Subcommittee to the Water Quality Programs, 1982, Committee of the Great Lakes Water Quality Board, Guidelines and Register for Evaluation of Great Lakes Dredging Projects.

Environment Canada and Ontario Ministry of Environment, 1982, Lakefill Quality Study, Leslie Street Pit, City of Toronto, 36 pp.

Environmental Effects Laboratory, 1976, Discharge of Dredged or Fill Material into Navigable Waters, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Misc. Pap. D-76-17.

EPA/Corps of Engineers Technical Committee on Criteria for Dredged and Fill Material, 1977, Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredge Material into Ocean Waters, Env. Effects Laboratory, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, MS.

EPA/Corps of Engineers, 1978, Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredged Material into Ocean Waters, Env. Effects Lab., U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg.

Fetterolf, C.M., 1973, "Mixing Zone Concepts", In Biological Methods for the Assessment of Water Quality, ASTM STP 528, Amer. Soc. for Testing Materials, Philadelphia, pp. 31-35.

Filipek, L.H. and R.M. Owen, 1979, "Geochemical Associations and Grain-size Partitioning of Heavy Metals in Lacustrive Sediments", Chem. Geol. 26: 105-117.

Flint, W.R. and G.J. Lorefire, 1978, "Elutriate Primary Productivity Bioassays of Dredged Spoil Disposal in Lake Erie", Wat. Resources Research, 14(6): 1159-1163.

Florence, T.M., 1982, Talanta Review; The Speciation of Trace Elements in Waters, Talanta Vol. 29, Great Britain, pp. 345-364.

Forstner, U., R.S. Patchineelan and G. Schmoll, "Chemical Forms of Heavy Metals in Natural and Polluted Sediments", 1979, In Management and Control of Heavy Metals in the Environment, Commission of European Communities et al., K.J. Hall and K.S. Bindra (eds.), Inter. Conf. London, pp. 316-319.

Forstner, U. and W. Salomons, 1980, "Heavy Metals Review Paper: Trace Metal Analysis on Polluted Sediments, Part I: Assessment of Sources and Intensities", Env. Sci. Letters 11: 494-505.

Fulk, R., D. Gruber and R. Wullschleger, 1975, Laboratory Study of the Release of Pesticide and PCB Materials to the Water Column during Dredging and Disposal Operations, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-75-6.

Gambrell, R.P., R.A. Khalid and W.H. Patrick, 1976, "Physicochemical Parameters that Regulate Mobilization and Immobilization of Toxic Heavy Metals", In Proc. of the Specialty Conference on Dredging and its Environmental Effects, P.A. Krenkel et al., Mobile, Alabama, Amer. Soc. Civil Engineers, pp. 418-434.

Gambrell, R.P., R.A. Khalid, M.G. Verloo and W.H. Patrick, 1977, Transformations of Heavy Metals and Plant Nutrients in Dredged Sediments as Affected by Oxidation Reduction Potential and pH (Vol. II), U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Contr. Rept. D-77-4.

Gambrell, R.P. et al., 1978, Disposal Alternatives for Contaminated Dredged Material as a Management Tool to Minimize Adverse Environmental Effects, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-8.

Gibbs, R.J., 1977, "Transport Phases of Transition Metals in the Amazon and Yukon Rivers", Geol. Sci. Amer. Bull. 88: 829-43.

Grimwood, C. and B.A. Benedict, 1977, "Diffusion of Dredged Material in the Mississippi River", In Hydraulics in the Coastal Zone: Proc. of the Hydraulics Division Specialty Conf., pp. 313-319.

Grimwood, C. and T.J. McGhee, 1979, "Prediction of Pollutant Release Resulting from Dredging", J. Water Poll. Contr. Fed. 51(7): 1811-1815.

Gupta, S.K. and K.Y. Chen, 1975, "Partitioning of Trace Metals in Selective Chemical Fractions of Nearshore Sediments", Environ. Letters 10: 129-158.

Hague, R., D.W. Schmedding and V.H. Freed, 1975, "Aqueous Solubility, Adsorption and Vapor Behavior of Polychlorinated Biphenyls Aroclor 1254", Env. Sci. Tech. 8: 139-142.

Hall, K.J. and K.S. Bindra, 1979, "Management and Control of Heavy Metals in the Environment", Inter. Conf. on Management and Control of Heavy Metals in the Environ., London, pp. 295-338.

Hart, T.L., C.C. Calhoun and T.R. Paten, 1983, "Dredged Material Research in the Eighties", In Proc. 15th Annual Dredging Seminar, G. Herbeck (ed.), Texas A. and M. Univ., Sea Grant College Program, Publ. TAMU-SG-83-111.

Hartung, R. and G.W. Klingler, 1970, "Concentration of DDT by Sedimented Polluting Oils", Env. Sci. Tech. 4: 407-410.

Hoke, R.A. and B.L. Prater, 1980, "Relationship of Per Cent Mortality of Four Species of Aquatic Biota from 96-hour Sediment Bioassays of Five Lake Michigan Harbors and Elutriate Chemistry of the Sediments", Bull, Environ. Contaminant Toxicology, 25: 394-399.

Holliday, B.W., 1978, Processes Affecting the Fate of Dredged Material, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-2.

Holliday, B.W., B.H. Johnson and N.A. Thomas, 1978, Task in Synthesis Report Predicting and Monitoring Dredged Material Movement, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-3.

International Joint Commission, 1982, Guidelines and Register for Evaluation of Great Lakes Dredging Projects, Rept. Dredging Subcomm. to Water Quality Programs Comm. of the Great Lakes Wat. Qual. Bd.

International Working Group on the Abatement and Control of Pollution from Dredging Activities, 1975, Studies, Investigations, Conclusions and Recommendations of the Organism, The Secretary of State for External Affairs, Canada and the Secretary of State, U.S.A.

Jenne, E.A. and S.N. Luoma, 1977, Forms of Trace Elements in Soils, Sediments and Associated Waters: An Overview of their Determination and Biological Availability, U.S. Energy Research and Development Adm. Symp. Ser. 42: 110-143.

Jenne, E.A., V.C. Kennedy, J.M. Burchard and J.W. Ball, 1980, "Sediment Collection and Processing for Selective Extraction and for Total Trace Element Analysis", In Contaminants and Sediments, Vol. 2, R.A. Baker (ed.), Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, MI, pp. 169-190.

Johnson, B.H., 1980, "Discussion of Mathematical Models for Computing the Physical Fate of Solids Release in Open Water During Dredging or Dredged Material Disposal", In Contaminants and Sediments, R.A. Baker (ed.), Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, MI, pp. 331-348.

Johnson, B.H. and B.W. Holliday, 1978, Evaluation and Calibration of the Tetratech Dredged Material Disposal Model Based on Field Data, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-47.

Jones, R.A. and G.F. Lee, 1978, Evaluation of the Elutriate Test as a Method of Predicting Contaminant Release during Open-water Disposal of Dredged Sediments and Environmental Impacts of Open-water Dredge Material Disposal, Vols. I and II, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-45.

Kamlet, K.S., 1976, "Impact of Public Law 92-532 on Dredging and Disposal", In Proc. Specialty Conf. Dredging and its Environmental Effects, P.A. Krenkel, J. Harrison and T.C. Burdick (eds.), Amer. Soc. Civil. Eng., pp. 49-82.

Khalid, R.A. et al., 1977, Transformations of Heavy Metals and Plant Nutrients in Dredged Sediments as Affected by Oxidation Reduction Potential and pH, (Vol. I): Literature Review, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Publ. D-77-4.

Koh, R.C.Y. and Y.C. Chang, 1973, Mathematical Model for Barged Ocean Disposal of Wastes, U.S. EPA Rept. EPA 660/2-73-029.

Krantzberg, G. and R.C. Bailey, 1983, Report on the Revision of MOE Guidelines for Open-water Dredged Spoils Disposal, Institute for Environ. Studies, Univ. of Toronto, 60 pp.

Krishnappan, B.G., 1975, Dispersion of Granular Material Dumped in Deep Water, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ont., Scientific Series 55, 114 pp.

Krizek, R.J. et al., 1977, "Characteristics of Dredged Bottom Sediments", J. Waterways Port Coastal and Ocean Division, ASCE 103, WW4, pp. 471-486.

Laskowski-Hoke, R.A. and B.L. Prater, 1981, "Dredged Material Evaluations: Correlations Between Chemical and Biological Evaluation Procedures", J. Wat. Poll. Contr. Fed., 53(7): 1260-1262.

Lebel, J., 1983, "La biogéochimie des milieux marins", Réseau 14(7): 14-17.

Lee, G.F., 1975a, Research Study for the Development of Dredged Material Disposal Criteria, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-75-4.

Lee, G.F., 1975b, "Potential Environmental Problems of Dredging and Dredged Material Disposal", Proc. 6th Pacific Coast Conf. on Dredging, pp. 62-68.

Lee, G.F., 1976, "Recent Advances in Assessing the Environmental Impact of Dredged Material Disposal", Proc. of WODCON VII, San Francisco, pp. 551-578.

Lee, G.F., 1979, "Role of Hydrous Metal Oxides in the Transport of Heavy Metals in the Environment", In Chemical Concepts in Pollutant Behaviors, I.J. Tinsley (ed.), John Wiley and Sons, Toronto, pp. 137-153.

Lee, G.F. M.D. Piwoni, J.L. Lopez, G.M. Mariani, J.S. Richardson, D.H. Homer and F. Saleh, 1975, Research Study for the Development of Dredged Material Disposal Criteria, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-75-4.

Lee, C.R., R.E. Hoeppel, P.G. Hunt and C.A. Carlson, 1976, Feasibility of the Functional Use of Vegetation to Filter, Dewater and Remove Contaminants from Dredged Material, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-76-4.

Lee, G.F. and G.M. Mariani, 1977, "Evaluation of the Significance of Waterway Sediment-Associated Contaminants on Water Quality at the Dredged Material Disposal Site", In Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation, ASTM STP 634, Amer. Soc. for Testing and Materials, pp. 196-213.

Lee, G.F. et al., 1978, Evaluation of the Elutriate Test as a Method of Predicting Contaminant Release during Open-water Disposal of Dredged Sediments and Environmental Impact of Open-water Dredged Material Disposal, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-45.

Levings, C.D., 1982, The Ecological Consequences of Dredging and Dredge Spoils Disposal in Canadian Waters, National Research Council of Canada, Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, Subcom. on Water, Publ. 18130, 142 pp.

Lynch, A., July 3, 1984, Ohio Environmental Protection Agency, Personal Communication.

Maciorowski, A.F. et al., 1983, "Bioassays: Procedures and Results", J. Wat. Poll. Contr. Fed., 55(6): 801-815.

McKee, P.M., 1980, Sediment Contamination and Bioassessment Procedures for the Ecological Evaluation of Sediment Quality with Emphasis on the Great Lakes, Beak Consultants Ltd., for Great Lakes Biolimnology Lab., Dept. Fish. and Oceans and Dept. of Supply and Services.

McNeely, R.N., V.P. Neimaner and L. Dwyer, 1980, Références sur la qualité des eaux: guide des paramètres de la qualité des eaux, Env. Canada, Dir. Gén. Eaux Intérieures, Ottawa, 100 pp.

Municipal Environmental Laboratory, 1982, Handbook for Remedial Action at Waste Disposal Site, U.S. EPA, Off. Environ. Engineer and Technol., Publ. EPA-625/6-82-006.

Murphy, C.B. et al., 1983 "Bioaccumulation and Toxicity of Heavy Metals and Related Trace Elements", J. Wat. Pol. Contr. Fed. 55(6): 816-22.

Neff, J.W., R.S. Foster and J.F. Slowey, 1978, Availability of Sediment-adsorbed Heavy Metals to Benthos with Particular Emphasis on Deposit-feeding in Fauna, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-42.

Patrick, W.H., 1977, "Physiochemical Factors Regulating Solubility and Bioavailability of Toxic Heavy Metals in Contaminated Dredged Sediments", J. Environ. Sci. Health, A-12: 475-483.

Patrick, W.H. and R.P. Gambrell, 1976, "The Effect of pH and Redox Potential on Heavy Metal Chemistry in Sediment-water System Affecting Toxic Material Bioavailability", Proc. of WODCON VII, San Francisco, pp. 579-604.

Patrick, W.H., R.P. Gambrell and R.A. Khalid, 1977, "Physico-chemical Factors Regulating Solubility and Bioavailability of Toxic Heavy Metals in Contaminated Dredge Sediments", J. Env. Sci. Health-Env. Sci. Engin. 12(9): 475-492.

Pavlou, S.P. and R.N. Dexter, 1980, "Thermodynamic Aspects of Equilibrium Sorption of Persistant Organic Molecules at the Sediment-seawater Interface: A Framework for Predicting Distributions in the Aquatic Environment", In Contaminants and Sediment (Vol. 2), R.A. Baker (ed.), Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, pp. 323-332.

Peddicord, R.K., V.A. McFarland, D.P. Belfiori and T.E. Byrd, 1975, Effects of Suspended Solids in San Francisco Bay Organisms, U.S. Army Eng. District, San Francisco, Dredged Disposal Study, app. G.

Peddicord, R.K. and V.A. McFarland, 1978, Effects of Suspended Dredged Material on Aquatic Animals, prepared by the Univ. of California, Bodega Marine Laboratory for U.S. Army Engineers Waterways Exp. Stn., Tech. Rept. D-78-29.

Phillips, D.J., 1977, "The Use of Biological Indicator Organisms to Monitor Trace Metal Pollution in Marine and Estuarine Environments, a Review", Wat. Poll. 13: 281-317.

Phillips, D.J., 1980, Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metals and Organochlorine Pollution, Applied Science Publ. Ltd., London, 488 pp.

Piwoni, M.D., 1975, Evaluation of the Elutriate Tests as a Method for Assessing the Pollutional Characteristics of Dredged Sediment Nutrient, Ph.D. Dissertation, Univ. Texas at Dallas, 199 pp.

Prosi, F., 1979, "Bioavailability of Heavy Metals in Different Freshwater Sediments: Uptake in Macrobenthos and Biomobilization", In Internat. Conf. Management and Control of Heavy Metals in the Environment, London, pp. 288-291.

Prater, B. and R.A. Hoke, 1980, "A Method for the Biological and Chemical Evaluation of Sediment Toxicity", In Contaminants and Sediments, R.A. Baker (ed.), Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Mich., pp. 483-499.

Reimers, R.S. et al., 1979, "Sorption Phenomenon in the Organics of Bottom Sediments", In Chemical Concepts in Pollutant Behavior, John Wiley and Sons, Toronto, pp. 117-130.

Reuter, J.H. and E.M. Perdue, 1977, "Importance of Heavy Metals and Organic Matter Interaction in Natural Waters", Geochemica and Cosmochimica Acta, pp. 325-344.

Roche Associés Ltée, 1980, Guide relatif au dragage et à l'élimination des sédiments contaminés dans le St-Laurent, Serv. Protection de l'Environnement, 2 Volumes.

Roche Associés Ltée, 1984, Guide pour un examen environnemental préalable des projets de génie maritime dans le fleuve St-Laurent (texte préliminaire), Environnement Canada, Direction Générale Régionale du Québec, 62 pp.

Rochon, R., 1984, Guide de référence pour l'évaluation préalable des répercussions environnementales consécutives à des projets de dragage (texte préliminaire), Env. Can., Serv. Prot. Env., Région du Québec, 79 pp.

Schnoor, J.L., A.R. Giaquinta, C. Sato, C.P. Robinson and D.B. McDonald, 1982, Suspended Sediments Dispersion and Desorption of Toxics from Dredged Sediments, Iowa Inst. Hydraulic Res., Univ. Iowa, Iowa City, IL Rept. No. 249.

Serodes, J.B. et al., 1978, Qualité des sédiments de fond du fleuve St-Laurent entre Cornwall et Montmagny, Rapp. tech. n° 15, préparé par la Direction régionale des Eaux intérieures, Env. Can. pour le Comité d'étude sur le St-Laurent.

Shuba, P.J. et al., 1978, Biological Assessment Methods to Predict the Impact of Open-water Disposal of Dredged Material, U.S. Army Eng. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-50.

Sly, P.G., 1977, A Report on Studies of the Effects of Dredging and Disposal in the Great Lakes with Emphasis on Canadian Waters, Canada Centre for Inland Waters, Scientific Series No. 77, 33 pp.

Snitz, F.L. et al., 1979, "Effects of Calcium and Sediment Concentration on the Release of Metals and Nutrients from Dredged Spoil Dispersion", In Aquatic Toxicology, L.L. Marking and R.A. Kimerle (eds.), ASTM STP 667, pp. 322-341.

Stumm, W. and J.J. Morgan, 1970, Aquatic Chemistry, John Wiley and Sons, Toronto, 583 pp.

Sustar et al., 1977, Dredged Disposal Study, San Francisco Bay and Estuary Main Report, U.S. Army Eng. District, San Francisco Corps of Engineers, 108 pp.

Sydor, M., 1978, Étude d'un modèle bi-dimentionnel pour le fleuve St-Laurent, Comité d'Étude sur le Fleuve St-Laurent, Rapport technique n° 16, 136 pp.

Sweeney, R.A., 1978, Aquatic Disposal Field Investigations: Ashtabula River Disposal Site, Ohio, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-42.

Swiss, J.J. et al., 1982, Limites des substances réglementées par l'Annexe I de la loi sur l'immersion en mer: aperçu général, Pêches et Océans Canada, Imm. en mer, Rapp. n° 3F.

Tarzwell, C.M., 1957, Biological Problems in Water Pollution, U.S. Public Health Serv., R.A. Taft Sanit. Eng. Cent., Cincinnati, OH.

Tessier, A., P.G.C. Campbell and M. Bisson, 1979, "Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals", Anal. Chem. 51(7).

Tessier, A., P.G.C. Campbell and M. Bisson, 1980, "Trace Metal Speciation in the Yamaska and St. François Rivers (Quebec)", Can. J. Earth Sci. 17: 90-105.

Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair, M. Bisson and H. Boucher, 1982, Évaluation de l'impact de rejets miniers sur des organismes biologiques, INRS (eau).

Tessier, A., P.G.C. Campbell and M. Bisson, 1982, "Particulate Trace Metal Speciation in Stream Sediments and Relationships with Grain Size: Implications for Geochemical Exploration", J. Geochemical Exploration, 16: 77-104.

Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair and M. Bisson, 1984, "Relationships Between the Partitioning of Trace Metals in Sediments and their Accumulation in the Tissues of the Freshwater Mollusc *Elliptio complenata* in a Mining Area", Can. J. Fish. Aquat. Sci., (in press).

Tinsley, I.J., 1979, Chemical Concepts in Pollutant Behaviour, John Wiley and Sons, Toronto, 765 pp.

Vigneault, Y. et al., 1978, Plan d'utilisation des matériaux dragués dans le fleuve St-Laurent, Annexe n° 6 préparé par la Direction régionale des Eaux intérieures, Env. Can. pour le Comité d'Étude sur le St-Laurent.

Walker, R.L. et al., 1974, Identification of Pollution Potential from Dredging Operations in the Great Lakes, Vol. II: Detailed Report, Env. Can., EPS.

Walton, A., 1980, Méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sédiments marins et des matières draguées, Pêches et Océans Canada, Immersion des déchets en mer, rapp. n° 1, 75 pp.

Wright, T.D., 1978, Aquatic Dredged Material Disposal Impacts, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-1.

Wyeth, R.K. and R.A. Sweeney, 1978, Aquatic Disposal Field Investigation, Ashtabula River Disposal Site, Ohio, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-42.

BIBLIOGRAPHY

Directon Générale de la Pollution de l'eau, 1977, Règlements et directives sur les effluents liquides des mines de métaux, Pêches et Env. Canada, SPE, Pub. EPS-1-WP-77-1.

Environmental Protection Agency (EPA), 1977, "Ocean Dumping-Final Revisions of Regulations and Criteria", Federal Register, Part VI, Vol. 42(7).

Environmental Protection Agency, 1980, "Testing Requirements for the Specification of Disposal Sites for Dredged or Till Material", Federal Register, Vol. 45 (249): 85359-85367.

Great Lakes Water Quality Board, 1982, Guidelines for Project Evaluation, Great Lakes Int. Joint Commission.

O'Connor, T.P. and D.R. Kester, 1975, "Adsorption of Copper and Cobalt from Fresh and Marine Systems", Geochemics and Cosmochemics Acta 39: 1531-1543.

Palermo, M.R. et al., 1978, Guidelines for Designing, Operating and Managing Dredged Material Containment Areas, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-10.

Peddicord, R.K., 1980, "Direct Effects of Suspended Sediments on Aquatic Organisms", In Contaminants and Sediments, R.A. Baker (ed.), Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, MI, pp. 501-536.

Prater, B.L. and M.A. Anderson, 1977a, "A 96-h Bioassay of Otter Creek, Ohio", J. Wat. Poll. Contr. Fed., 49: 2099-2106.

Prater, B.L. and M.A. Anderson, 1977b, "A 96-h Sediment Bioassay of Duluth and Superior Harbour Basins (Minnesota) Using *Hexagenia limbata*, *Asellus communis*, *Daphnia magna*, *Pimphales promelas*, as Test Organisms", Bull. Env. Contam. Toxic., 18: 159-169.

Technical Committee on Criteria for Dredged and Fill Material, 1977, Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredged Material into Ocean Waters, Env. Prot. Agency and Corps of Engineers, 19 pp.

Tessier, A. and P.G.C. Campbell, 1984, "Partitioning of Trace Metals in Sediments: Relationships with Bioavailability", paper presented at the International Workshop on In-Situ Sediment Contaminants, Aberystwyth, Wales, U.K.

APPENDIX

MAIN REFERENCES FOR THE PHYSICOCHEMICAL ANALYSIS OF WATER AND DREDGED SEDIMENT

APPENDIX: MAIN REFERENCES FOR THE PHYSICOCHEMICAL ANALYSIS OF WATER AND DREDGED SEDIMENT

Anonymous, 1979, Analytical Methods Manual, Environment Canada, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch.

Anonymous, 1979, Environmental Laboratory Manual, Dept. of Environment, Environmental Protection Service and Department of Fisheries and Oceans (Pacific Region), Fisheries and Marine Service.

APWA, AWWA and WPCF, 1975, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th edition, Washington, 1193 pp.

Bureau d'Étude sur les Substances Toxiques (BEST), 1979a, Les méthodes d'analyse du mercure, Ministère de l'Environnement du Québec, 204 pp.

Bureau d'Étude sur les Substances Toxiques (BEST), 1979b, Les méthodes d'analyse du mercure dans l'eau, les sédiments, les boues, les sols et les milieux biologiques, l'air et les hydrocarbures, Gouvernement du Québec, Service de la Protection de l'Environnement, 204 pp.

Bureau d'Étude sur les Substances Toxiques (BEST), 1980, Les méthodes d'analyse des pesticides organochlorés et des biphényles polychlorés, Comité de Normalisation des Méthodes d'Analyse, Gouvernement du Québec, 184 pp.

Bureau d'Étude sur les Substances Toxiques (BEST), 1981, Projet de normalisation: les méthodes d'analyse du cadmium, chrome, cobalt, cuivre, fer, manganèse, nickel, plomb et zinc dans l'eau, les sédiments, les milieux biologiques et l'air, Ministère de l'Environnement du Québec, 184 pp.

Environmental Monitoring and Support Laboratory, 1982, Handbook for Sampling and Sample Preservation of Water and Wastewater, Env. Prot. Agency, Office Research and Development, Cincinnati, Publ. EPA 600/4-82-029.

EPA/Corps of Engineers Technical Committee on Criteria for Dredged and Fill Material, 1977, Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredged Material into Ocean Waters, Env. Effects Laboratory, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, MS.

Loring, D.H. and R.R. Rantala, 1977, Geochemical Analysis of Marine Sediments and Suspended Particulate Matter, Fish. Mar. Serv., Tech. Rept. No. 700, 58 pp.

Mooij, H., R.D. Cameron and E.E. McDonald, 1975, Méthodes d'analyse du lessivat des lieux de décharge, Pêches et Environnement Canada, Service de la Protection de l'Environnement, publ. EPS-4-EC-75-2-F, 36 pp.

Plumb, R.N., 1981, Procedures for Handling Chemical Analysis of Sediment and Water Samples, EPS/U.S. Army Corps of Engineers, Tech. Rept. EPA/CE 81-1.

U.S. Environmental Protection Agency, 1974, Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes, EPA National Environmental Research Center, Analytical Quality Control Laboratory, Cincinnati, OH, publ. EPA-625/6-74-003.

Walton, A., 1980, Méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sédiments marins et des matières draguées, Pêches et Océans Canada, Immersion des Déchets en Mer, rapport n° 1F, 78 pp.

GLOSSARY

Absorption	- the taking up of matter in bulk by other matter
Adsorption	- the surface retention of one substance to another
Aerobic	- living or active only in the presence of oxygen
Area of study	- an area, commersurate with project size, selected for the purposes of identifying the features of the host environment and assessing the environmental impact of the project
Avifauna	- birds collectively or birds characterizing a region, period or environment
Bathymetry	- the measurement of depths of water in oceans, seas and lakes in order to determine sea floor topography
Bed	- the bottom of a watercourse or of any other body of water
Benthic organisms	- see benthos.
Benthos	- bottom-dwelling forms of aquatic life
Bioassay	- a method for determination of the characteristics and concentration of a potentially toxic compound by studying its effects on standard test organisms under controlled conditions
Bioavailability	- the extent to which a drug or nutrient is absorbed and made available at its point of action in the body
Biota	- the plant and animal life found in a specific region or environment
BOD_5	- the amount of dissolved oxygen, as measured over a five day period at a temperature of 20°C, that is required to meet the metabolic needs of aerobic micro-organisms in water rich in inorganic matter
Break of bulk point	- place where sediment is transferred (for example, the disposal site where barges are unloaded)
Community	- any naturally occurring group of different organisms sharing a particular habitat

Compensation for loss	- a measure intended to rectify or compensate for the losses arising out of the residual environmental effects of a project
Contaminant	- a solid, liquid or gaseous material, micro-organism, noise, heat, odour or any combination thereof that is likely to alter the quality of the environment in any way
Dispersion	- a distribution of finely divided particles in a medium
Downstream	- in the direction of flow as a current or waterway
EC_{50}	- effective concentration at which 50% of the test organisms are affected
Ecology	- the study of the relationships that exist between living organisms and their environment
Ecosystem	- a functional system of the organisms of natural communities with their environment
Ecotone	- a zone of intergradation between ecological communities
Edaphic	- resulting from or influenced by the soil
Endangered species	- flora and fauna likely to become extinct due to vulnerability arising from pressure on highly specialized habitats or direct exploitation by man, threat from another species, or by a combination of inhibiting and destructive factors
Endemic	- peculiar to a particular geographic region
Environment	- the sum of all external conditions and influences affecting the development and life of organisms - the water, atmosphere and soil or a combination of any of them or, generally, the ambient milieu with which living species have dynamic relations (Quebec Environment Quality Act, RSQ, chapter Q-2, 1979, section 1)
Environmental impact	- the consequences of environmental change and quality of life considerations

Erosion	- a process by which rock particles and soil are detached from their original site, transported, and then deposited at some new locality by water, wind or other agents
Estuary	- a semi-enclosed coastal body of water which has a free connection with the open sea and within which seawater is measurably diluted with freshwater
Fauna	- the animal life characteristic of a particular region or environment
Flocculation	- the process of separating suspended solids, usually in colloidal suspension, by chemical creation of clumps or flocs
Flora	- the plant life characteristic of a particular region or environment
Follow-up	- a system of pursuing an initial effort by supplementary action
Geochemical baselines	- the level of certain substances in sediment typical of pre-industrial times
Groundwater aquifer	- a permeable geological formation or soil capable of yielding quantities of groundwater to springs and wells
Habitat	- a physical portion of the environment that is inhabited by an organism or population of organisms
Hydrology	- the science that treats the occurrence, circulation, distribution and properties of the waters of the earth, and their reaction with the environment
Impact statement	- a considered report, following careful studies, disclosing the likely or certain environmental consequences of a proposed action, thus alerting the decision-maker, the public and the government to the environmental risks involved
Infra-additive effect	- when the combined effect of two or more elements is less than the sum of the effects of each contaminant in isolation
Invertebrate	- an animal lacking a backbone or internal skeleton
LC_{50}	- lethal concentration at which 50% of the test organisms die

Littoral zone - the shore zone between high and low water marks

Marsh - a tract of soft wet land periodically inundated and treeless, usually characterized by grasses, cattails or other monocotyledons

Mitigative measure - action taken to alleviate or lessen the adverse environmental impact of a project

Monitoring - the examination of completed work to determine compliance with the recommendations of the impact statement, plans and specifications

Niche - a place in the whole ecological system that provides all the living needs of a species, that species being better adapted to occupy that place than any other species

Phenology - the science that deals with the relations between climate and periodic biological phenomena (e.g., bird migration, plant flowering)

Phytoplankton - the primary basis of animal life in the sea, consisting of passively floating minute plants

Pisicultural fauna - the fish of a given region

Population - a number of interacting and interbreeding organisms of the same species forming a group separated more or less clearly from other groups of the same or other species inhabiting a certain area

Preventive measure - action to ward off the adverse environmental effects of a project

Rare species - an indigenous species which, because of its biological characteristics, the nature of its habitat or any other circumstance, exists in very small numbers or can be found in very restricted regions but is not necessarily threatened

Receiving water - any natural water source on the earth's surface which may be subjected to pollution from liquid or solid pollutants

Runoff - the discharge of water through surface streams into larger watercourses

Slough - a marshy or reedy pool or pond

Slurry	- a free-flowing pumpable suspension of fine solid material in liquid
Spawning	- the action of producing, depositing or laying eggs in aquatic animals
Spawning ground	- a place where fish lay their eggs
Supra-additive	- when the combined effect of two or more elements is greater than the sum of the effects of each contaminant in isolation
Territory	- an area to which animals confine their activities and guard closely against intrusion
Threatened species	- an indigenous species that might become endangered if corrective action is not taken to render it less vulnerable
Tide land	- land which is under water at high tide and uncovered at low tide
Toxic substance	- a substance which provokes a specific or non-specific reaction in the living organisms it comes into contact with, either alone or in combination with other substances, hindering certain physiological functions and possibly resulting in death
Upstream	- in a direction toward the source of a stream
Waterfowl	- aquatic birds

Problématique des activités de dragage

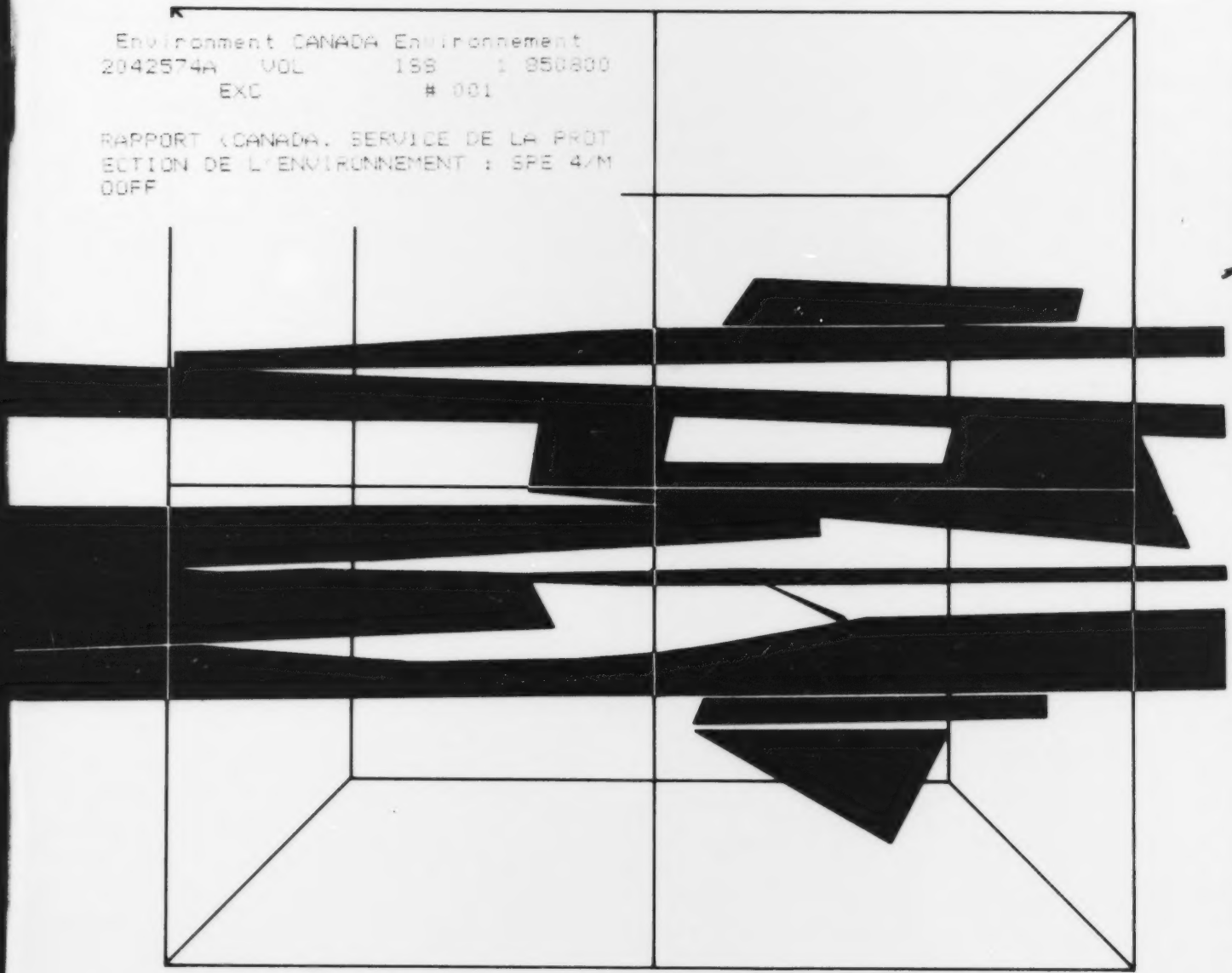
Revue de la situation et des méthodes, et détermination des secteurs de recherches prioritaires pour le Saint-Laurent

1885 1985

Rapport SPE 4/MA/1
Août 1985

Environnement CANADA Environnement
2042574A VOL ISS : 850800
EXC # 001

RAPPORT (CANADA. SERVICE DE LA PROT
ECTION DE L'ENVIRONNEMENT ; SPE 4/M
OOFF



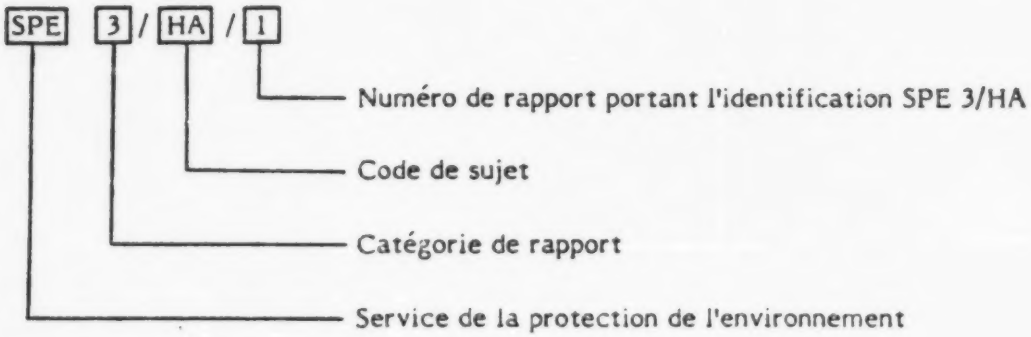
Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement

Environment Canada
Environmental Protection Service

Canada

RAPPORTS DU SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotage:



Catégories

1	Règlements/Lignes directrices/ Codes de procédure
2	Consultation publique: évaluation des problèmes, options de contrôle
3	Recherche et développement technologique
4	Revues de la documentation
5	Relevés
6	Évaluations des impacts sur l'environnement
7	Surveillance
8	Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9	Guides

Sujets

AG	Agriculture
AP	Polluants atmosphériques
AT	Toxicité aquatique
CC	Produits chimiques commerciaux
CP	Pollution - consommateurs
FP	Traitement des aliments
HA	Déchets dangereux
IC	Chimie inorganique
MA	Pollution marine
MM	Exploitation minière et traitement des minéraux
NR	Régions du Nord
PF	Papier et fibres
PG	Production de l'électricité
PN	Pétrole et gaz naturel
SP	Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM	Méthode de référence normalisée
TS	Systèmes de transport
UP	Pollution urbaine

Sujets et codes additionels sont introduits au besoin. Une liste de rapports du SPE peut être obtenue en s'adressant à la Section des publications, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 1C8.

Centenaire des parcs nationaux
1885
1985
National Parks Centennial

1885 – 1985: 100 ans de conservation du patrimoine
Le premier parc national du Canada a été aménagé en 1885, à Banff en Alberta. Aujourd'hui il y a des parcs nationaux et des parcs historiques nationaux dans chaque province et territoire. Le centenaire des parcs nationaux représente l'occasion de réaffirmer le désir de préserver notre patrimoine au profit de tous les Canadiens.

PROBLÉMATIQUE DES ACTIVITÉS DE DRAGAGE

Revue de la situation et des méthodes,
et détermination des secteurs de recherches prioritaires
pour le Saint-Laurent

par
René Rochon

pour le
Service de la protection de l'environnement
Région du Québec
Environnement Canada

SPE 4/MA/1
Août 1985

Publication
distribuée par le Service des publications
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 1C8

Édition française
préparée par le Module d'édition française
d'Environnement Canada

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada
N° de cat. En 49-16/4-1F
ISBN 0-662-93410-5
IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

RÉSUMÉ

Le document effectue une revue critique et une synthèse de la documentation scientifique sur la chimie des sédiments et leur pollution possible suite au rejet des résidus de dragage en eaux libres. Il analyse, compare et recommande certaines techniques qui pourraient s'appliquer aux projets de dragage et présente les principales limitations de celles-ci. Il tente également, par une série de recommandations, de dégager les priorités de recherche dans ce domaine au cours des mois et des années à venir, en particulier pour le fleuve Saint-Laurent.

ABSTRACT

Scientific documentation on sediment chemistry and the contamination potential of open-water disposal of dredged material were critically reviewed and summarized in this paper. Analyses, comparisons and recommendations were made on techniques for possible use in dredging projects. The most important limitations of these techniques were described. Recommendations were made for the establishment of priorities for future research on dredging projects, particularly those on the St. Lawrence River.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iii
ABSTRACT	iv
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX	vi
REMERCIEMENTS	vii
INTRODUCTION	1
Principaux impacts des projets de dragage	1
Problèmes liés aux évaluations actuelles	5
Objectifs	7
CHOIX DU TYPE DE DRAGUE	8
Facteurs à prendre en considération	8
Type d'équipement	8
Recommandation 1	12
CARACTÉRISATION DES SÉDIMENTS	13
Méthode d'échantillonnage des sédiments	13
Critères pour l'évaluation de la qualité	15
Recommandations 2 à 6	23
RELATION SÉDIMENTS/EAU DE SURFACE	25
Les formes échangeables des métaux dans les sédiments	25
Les facteurs qui influenceront l'écotoxicité	26
IMPACTS POTENTIELS À COURT TERME	30
Les tests d'élutriation	30
Calcul des taux de dilution	33
Les bioessais	33
Recommandations 7 à 9	42
IMPACTS POTENTIELS À LONG TERME	43
Bio-accumulation	43
Recommandations 10 à 12	47
DISPERSION DES SÉDIMENTS	49
Recommandations 13 et 14	50
LIGNES DIRECTRICES POUR LES ÉVALUATIONS DES IMPACTS DES PROJETS DE DRAGAGE	52
CONCLUSIONS	56
Recommandations générales 15 à 23	60
BIBLIOGRAPHIE	63
ANNEXE	73
GLOSSAIRE	75

LISTE DES FIGURES

1	Drague hydraulique	9
2	Drague mécanique	10
3	Cheminement du test d'élutriation	31
4	Procédures pour les analyses requises en fonction du potentiel de pollution et du mode de disposition envisagés	53

LISTE DES TABLEAUX

1	Critères d'évaluation de la qualité des produits d'excavation du dragage pour des rejets en eaux libres	6
2	Modes de distribution des échantillons	16
3	Conditions d'utilisation des bennes et des carottiers	18
4	Valeurs de certains paramètres mesurés dans les sédiments du Saint-Laurent (en fonction du poids sec) entre Cornwall et Montmagny	20
5	Comparaison des critères d'évaluation de la qualité des sédiments pour différents organismes	21
6	Critères de classification des sédiments pour la Zone V de l'E.P.A.	22
7	Principes directeurs pour la protection de la vie aquatique en eau douce	34
8	Principes directeurs pour la protection de la vie aquatique en eau salée	35
9	Maximums acceptables dans les eaux destinées à la consommation	36
10	Principes directeurs pour les eaux des régions de loisirs	37

REMERCIEMENTS

Nous remercions tous ceux qui ont contribué à l'amélioration du contenu et de la présentation du présent document:

Marie-José Auclair	Service de la protection de l'environnement
John Karau	Service de la protection de l'environnement
Adelle Leaney-East	Environmental Protection Service - Toronto
Raymond Lemieux	Direction générale des eaux intérieures
Thanh Le-Van	Service de la protection de l'environnement
Audrey Lynch	Ohio Environmental Protection Agency
Husain Sadar	International Joint Commission - Great Lakes
Claude St-Charles	Direction des activités ministérielles
Yolaine St-Jacques	Service de la protection de l'environnement
André Tessier	I.N.R.S. - Eau
Raymond Vezeau	Service de la protection de l'environnement

et le personnel du Module d'édition française d'Environnement Canada.

INTRODUCTION

La navigation de commerce et de plaisance sur le Saint-Laurent nécessite de nombreux travaux de dragage pour l'entretien des chenaux et ports déjà existants et pour l'établissement de nouveaux ports, marinas, quais et autres structures liées à ces activités. La majorité de ces travaux relève de différents ministères fédéraux (Transport Canada, Travaux publics, Pêches et Océans, Ports nationaux) et Environnement Canada est appelé à apporter son soutien technique pour l'évaluation des incidences sur l'environnement.

Dans le passé, les considérations techniques et économiques l'emportaient le plus souvent lors des prises de décision concernant ces projets. Aujourd'hui, une meilleure conscientisation de la population et le nombre grandissant d'organismes tant gouvernementaux que privés appelés à prendre position font que les facteurs liés à l'environnement ainsi que les facteurs naturels et humains influencent beaucoup l'établissement des choix et des politiques pour ce type de projets.

L'expansion des municipalités et des activités industrielles de pair avec le développement démographique inhérent, ont entraîné une pollution croissante des sédiments des cours d'eau au voisinage des zones densément peuplées. Ainsi, les ports et canaux de navigation situés à proximité des grands centres reçoivent des effluents municipaux et industriels avec des résidus de toute sorte qui se déposent dans les sédiments. La manipulation de ces derniers, lors de la canalisation des cours d'eau et de l'expansion des ports, risque en de nombreux cas d'entraîner la remise en suspension des polluants qu'ils recèlent, avec toutes les conséquences qui peuvent en découler pour l'environnement.

Principaux impacts des projets de dragage

Bien que notre connaissance des impacts reliés au dragage soit encore incomplète, on peut quand même considérer que toutes les étapes d'une opération de dragage sont susceptibles d'avoir des répercussions sur l'environnement, que ce soit lors de l'extraction et du transport que de la mise en dépôt des sédiments au site prévu pour leur confinement ou leur rejet. C'est cependant le rejet en eaux libres qui présenterait les risques potentiels les plus élevés car les sédiments peuvent être dispersés sur des surfaces importantes suite au remou provoqué et au transport par les vagues et les courants. Le problème de dispersion est encore accentué par le fait que la plupart des polluants sont associés avec la fraction la plus fine des sédiments, qui prendra plus de temps à se déposer et sera donc

plus aisément transportée. Suite au rejet en eaux libres, les polluants deviendront potentiellement disponibles pour les organismes aquatiques tout au long de la chaîne alimentaire et parviendront peut-être jusqu'à l'homme.

On peut diviser les impacts des rejets en eaux libres des matériaux de dragage en quatre catégories principales: impacts physiques, impacts biologiques, impacts chimiques et impacts sociaux.

Les premiers sont souvent plus directs et aussi relativement plus faciles et plus rapides à évaluer, et cette évaluation pourra être effectuée sans tests de laboratoire très poussés en examinant les caractéristiques physiques des sédiments et les caractéristiques du milieu environnant. Dans de nombreux cas, les impacts pourront être atténués en grande partie par un choix adéquat du lieu de rejet ou de dépôt et de la période de réalisation des travaux. Les effets chimiques et biologiques, sur lesquels nous nous arrêterons particulièrement dans ce document, sont généralement beaucoup plus difficiles à circonscrire.

IMPACTS PHYSIQUES

- augmentation momentanée de la turbidité, d'où changement de la couleur des eaux et diminution de la pénétration de la lumière
- changements bathymétriques par la création d'un chenal ou d'un bassin de mouillage au site de dragage ou l'érection d'un monticule sur le site de rejet, d'où modification des processus de circulation de l'eau et de redistribution des sédiments
- changements dans les propriétés physiques des sédiments: remise en suspension des particules les plus fines qui seront transportées plus loin et redéposition des particules plus grossières.

IMPACTS CHIMIQUES

- diminution de l'oxygène dissous consécutive à l'oxydation des sédiments brassés et à la prolifération de bactéries déclenchée par l'arrivée de la matière organique remise en suspension
- augmentation potentielle de matières organiques
- apport possible de matières toxiques par le transfert de polluants des sédiments vers la colonne d'eau

IMPACTS BIOLOGIQUES

- modification de la texture des sédiments qui entraîne la redistribution et la disparition des organismes benthiques; recolonisation par des espèces plus tolérantes aux nouvelles conditions du milieu, remplacement par des communautés de transition ou entièrement nouvelles;
- modification à court terme de la productivité du phytoplancton consécutive à une moins bonne pénétration de la lumière ou à la prolifération de certaines espèces aux dépens d'autres espèces à cause de la surabondance de sels nutritifs
- pénurie d'oxygène, indispensable à la respiration des organismes vivants
- bio-accumulation potentielle d'éléments toxiques le long de la chaîne alimentaire
- action de colmatage par les particules de limon et d'argile chez les organismes filtreurs tels les crustacés et au niveau des branchies chez les poissons
- accumulation de sédiments dans les herbiers qui, ajoutée à la turbidité, contribue à dégrader les frayères et les habitats de la sauvagine ou du rat musqué
- modification et même destruction des aires de reproduction et de croissance des jeunes poissons, plus vulnérables que les adultes, qui eux peuvent plus facilement fuir
- barrière temporaire aux déplacements et à la migration de certaines espèces de poissons, tels que le saumon, à cause de l'augmentation de la turbidité

IMPACTS SOCIAUX

- perturbation des zones de récréation: baignade, plage, villégiature
- perturbation de la navigation de plaisance
- perturbation des zones de pêche commerciale
- perturbation des zones d'approvisionnement en eau des municipalités ou des industries

Tous ces impacts sont cependant largement conditionnés par les particularités du milieu, notamment:

FACTEURS CLIMATIQUES

- force et direction des vents
- température
- variations saisonnières

FACTEURS HYDROLOGIQUES

- débits (crues, marées)

- vagues, vitesse et direction des courants de surface et de fond
- stratification thermique ou hydrodynamique
- bathymétrie

FACTEURS SÉDIMENTOLOGIQUES

- vitesse de sédimentation et de diffusion des particules
- degré de compactage et d'aggrégation des sédiments
- stabilité du roc et du sol
- volume des sédiments
- salinité de l'eau (une salinité plus élevée favorise généralement la floculation et réduit le temps de déposition)

FACTEURS CHIMIQUES

- teneur et mobilité des substances toxiques dans les sédiments
- pH, Eh (potentiel redox), oxygène dissous
- phénomènes d'interface solide-liquide (adsorption, désorption, précipitation, dissolution)
- salinité (un accroissement favoriserait de façon générale la désorption des métaux)

FACTEURS BIOLOGIQUES

- nombre et diversité des organismes
- présence d'habitats sensibles (herbiers, frayères, sites de nidification...)
- résistance et physiologie des organismes (assimilation, excrétion, respiration)
- échanges trophiques dans le milieu (chaîne alimentaire)

FACTEURS LIÉS AU PROJET MÊME

- type d'équipement (dragage, transport)
- durée, intensité, importance du chantier, période à laquelle le dragage et le rejet sont réalisés
- type de travaux de dragage (entretien ou construction)

FACTEURS HUMAINS

- utilisation des lieux (récréation, pêche, habitations...)
- perception et intérêts du milieu

Problèmes liés aux évaluations actuelles

Il arrive souvent que des experts-conseils, promoteurs et analystes de projets de dragage soient confrontés au problème de l'élimination de sédiments considérés pollués en raison de leur teneur totale en métaux et autres polluants, et jugés impropres à un déversement en eaux libres.

Il y a quelques années, la Direction générale des eaux intérieures d'Environnement Canada a préparé pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments à draguer (Vigneault et coll., 1978). Ces critères sont basés sur la teneur totale des sédiments en polluants dépassant les teneurs naturelles mesurées dans le Saint-Laurent. Ils ont servi jusqu'ici à évaluer la qualité des produits d'excavation du dragage en fonction d'une échelle de teneurs jugées acceptables ou non acceptables en fonction du poids sec des sédiments (tableau 1). Jusqu'à tout récemment, lorsque les teneurs des sédiments en substances toxiques dépassaient ces critères, les études d'impacts recommandaient le confinement des sédiments pollués et délaissaient l'option de rejet en eaux libres.

Or, le rejet sur terre des matériaux de dragage coûte beaucoup plus cher que le rejet en eaux libres. Le U.S. Corps of Engineers a par exemple estimé que pour la région des Grands Lacs, l'écart était de 350 p. 100 et encore, ce chiffre serait conservateur (Commission mixte internationale, 1982). Ces coûts sont donc difficilement justifiables auprès des promoteurs. Dans certains cas, ils sont si élevés qu'on ne saurait les défendre à moins d'apporter une preuve irréfutable que le rejet en eaux libres aura des répercussions nuisibles sur l'environnement. Comme on le sait, l'évaluation des impacts sur l'environnement coûte cher car ainsi que le montre les plus récentes recherches, les méthodes basées uniquement sur l'analyse des sédiments ne permettent pas de prédire en toute fiabilité l'impact écologique du rejet des sédiments en eaux libres.

Pourtant, ainsi que nous le verrons un peu plus loin, il est de plus en plus évident que la présence de polluants chimiques dans les sédiments n'implique pas que cela aura nécessairement des impacts négatifs pour les organismes du milieu touché. Les polluants peuvent en effet être présents sous des formes chimiques non disponibles pour les organismes vivants. L'impact sur la qualité de l'eau et sur les organismes aquatiques n'est donc pas en relation avec la teneur totale en substances polluantes. Lorsque les conditions environnementales ne sont pas perturbées, les métaux contenus dans les sédiments peuvent généralement être considérés comme chimiquement stables et une importante remise en solution dans les eaux sous-jacentes est peu probable. Par contre, lors du

dragage et du rejet de résidus en eaux libres, des quantités appréciables de sédiments provenant souvent d'un milieu anaérobie sont remises en suspension dans la colonne d'eau contenant de l'oxygène dissous. Ces opérations modifient certains critères physico-chimiques de l'eau, notamment le potentiel redox (Eh) et le pH. Dans ces conditions, certaines formes de métaux en traces sous forme particulaire peuvent être ingérées et subséquemment solubilisées par les organismes aquatiques, particulièrement via leur système digestif.

TABLEAU 1 Critères d'évaluation de la qualité des produits d'excavation du dragage pour des rejets en eaux libres

Paramètres	Teneur en fonction du poids sec des sédiments	
	Acceptable (mg/kg)	Non acceptable (mg/kg)
Carbone total %	1,5	5,0
Solides volatils	40 000	80 000
Phosphore total	700	1 000
Arsenic	3	6
Cadmium	5	8
Cuivre	30	60
Mercure	0,3	1,0
Plomb	20	60
Zinc	80	175
Chrome	70	90
BPC	0,05	0,1
Huiles et graisses	1 000	2 000

Tiré de: Vigneault et coll. (1978)

L'utilisation de la teneur totale en polluants dans les sédiments comme critère d'acceptabilité ou de non acceptabilité pour leur rejet en eaux libres ne reflète donc pas nécessairement la réalité du risque pour l'environnement.

Dans cette optique, le développement et l'utilisation de méthodes et de procédures simples et efficaces qui permettraient de mieux estimer le degré de pollution potentiel, serait souhaitable. L'évaluation des impacts associés au déversement en eaux libres des sédiments de dragage serait tout à la fois facilitée et améliorée et une économie substantielle des deniers publics pourrait être réalisée.

Objectifs

Le principal objectif du ministère de l'Environnement, tel que présenté dans le Nouveau guide du Processus Fédéral d'Évaluation et d'Examen en matière d'Environnement (Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, 1979), est d'assurer que les activités humaines telles que les projets de dragage, soient effectuées sans compromettre le bien-être de l'homme ni la diversité et l'intégrité des ressources humaines, des espèces et des écosystèmes. Pour ce faire, le Ministère doit chercher à s'assurer que tous les secteurs gouvernementaux aussi bien que privés connaissent et assument leurs responsabilités en matière de protection et d'amélioration de la qualité de l'environnement.

Pour les besoins de la présente étude, nous avons fait une revue critique et une synthèse de la documentation scientifique sur la chimie des sédiments et leur potentiel de pollution afin de mettre au point une méthode d'approche des projets de dragage. À la lumière des études et des recherches déjà effectuées, particulièrement aux États-Unis, nous avons analysé, comparé et recommandé les techniques d'analyse des impacts qui pourraient le mieux s'appliquer aux projets de dragage sur le Saint-Laurent et tenté, par une série de recommandations, de dégager des priorités d'études dans ce domaine au cours des mois et années à venir.

CHOIX DU TYPE DE DRAGUE

Facteurs à prendre en considération

Le type d'engin et les méthodes à utiliser pour un dragage aussi efficace et économique que possible dépendent de plusieurs facteurs, notamment:

- la nature des matériaux à excaver (granulométrie, aggrégation, hétérogénéité)
- la quantité de matériaux
- la profondeur du dragage
- le degré de pollution des sédiments
- la distance entre le chantier de dragage et le lieu de dépôt ou de rejet
- la disponibilité de la machinerie
- les contraintes de transport (circulation maritime, achalandage du port, quai, routes...)
- l'environnement physique (vents, marée, courants, houle, localisation) du site de dragage et du site de rejet
- la qualité de l'habitat (eau, faune, flore) sur le site de dragage et le site de rejet
- la disponibilité de terrains adéquats pour les bassins de sédimentation, s'il y a lieu (superficie, étanchéité, environnement)

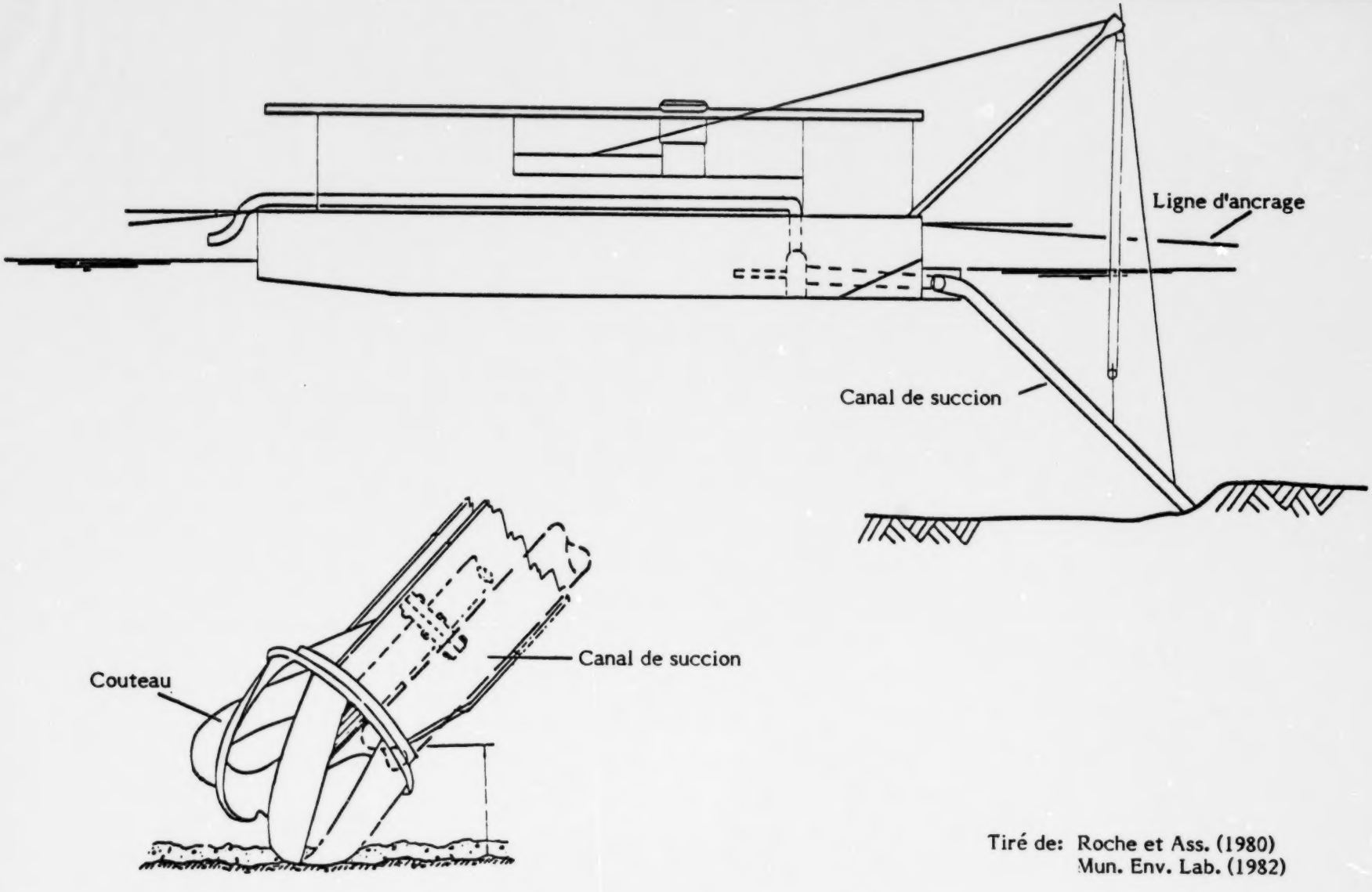
Type d'équipement

Du point de vue technique, on distingue deux types de dragues soit la drague hydraulique et la drague mécanique. Les dragues les plus fréquemment utilisées au Canada sont la drague suceuse et refouleuse (hydraulique) et la drague à benne preneuse (mécanique) et quelquefois la drague à godets (mécanique).

Les dragues hydrauliques (figure 1) opèrent selon le principe de la pompe à eau centrifuge où un vide est créé à l'entrée de la pompe; on obtient un mélange sédiments/eau de l'ordre de 15-20/80-85 p. cent et les produits dragués sont refoulés au moyen d'une conduite flottante (pipeline) vers le lieu de dépôt ou encore sont déversés dans des chalands qui les transportent au lieu de rejet.

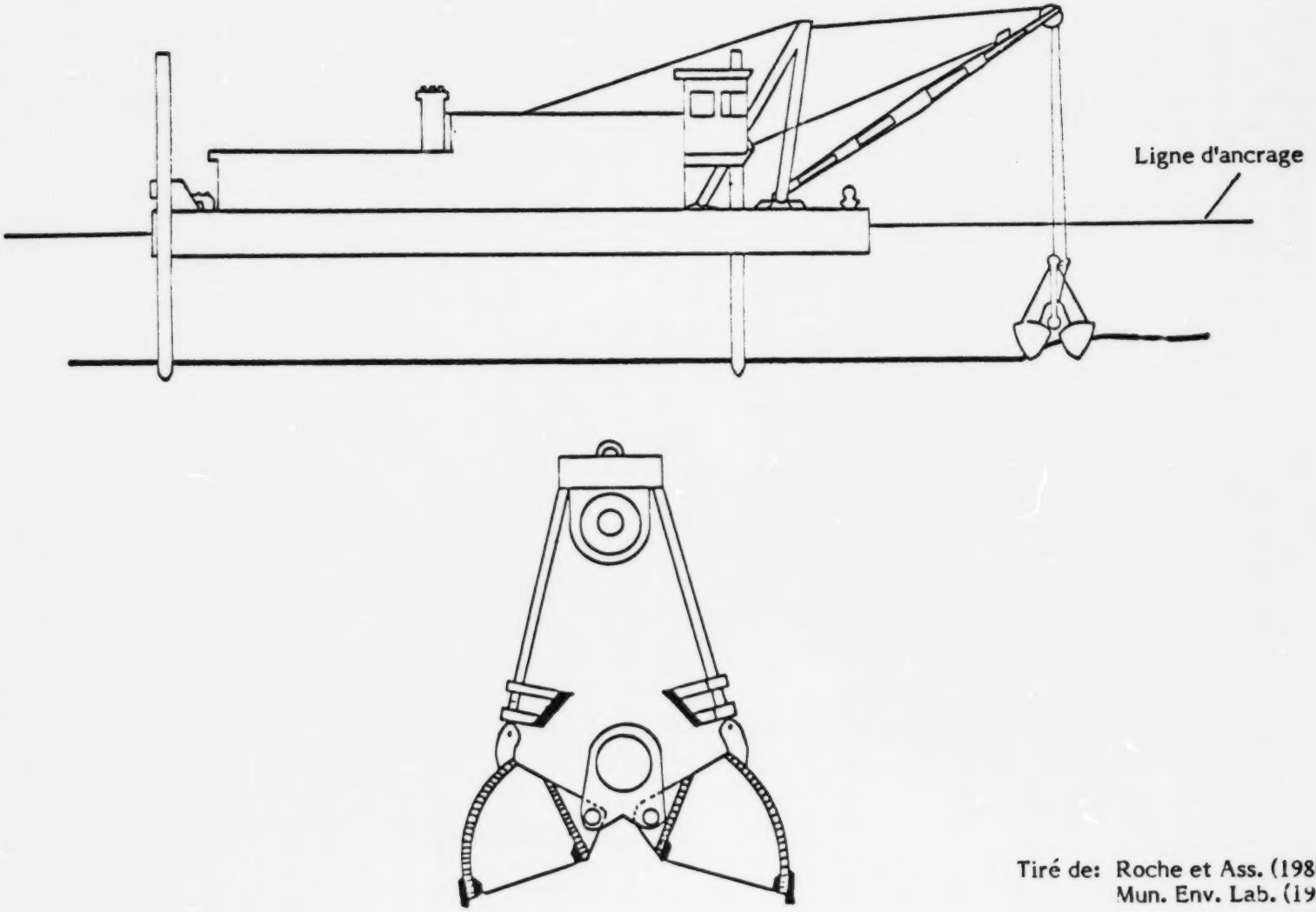
Les dragues mécaniques (figure 2) sont des excavatrices de type terrestre, transformées pour travailler sous l'eau; les matériaux excavés sont vidés dans des barges.

A priori, la drague mécanique paraît plus recommandable pour la protection de l'environnement car les sédiments prélevés sont moins brisés ou fractionnés qu'avec une drague hydraulique. Le matériel excavé demeure plus compact; il y a moins de risques donc que les polluants soient relâchés dans le milieu et cela crée moins de turbidité.



Tiré de: Roche et Ass. (1980)
Mun. Env. Lab. (1982)

FIGURE 1 DRAGUE HYDRAULIQUE



Tiré de: Roche et Ass. (1980)
Mun. Env. Lab. (1982)

FIGURE 2 DRAGUE MÉCANIQUE

Avec la drague mécanique les sédiments retirés conservent une densité équivalente à celle avant dragage, ce qui n'est pas le cas avec la drague hydraulique. On obtient ainsi des dépôts plus réduits en surface et une vitesse de sédimentation plus rapide. Cependant, lorsque le contenu des sédiments en eau est plus élevé (boues liquides) ce type de drague ne peut être utilisé.

Les pertes des sédiments lors de l'utilisation de la drague à benne preneuse sont dues principalement:

- à l'impact de la benne sur les sédiments lors de l'excavation
- aux pertes des sédiments lors de la remontée de la benne
- aux pertes qui se produisent au moment de la sortie de l'eau
- au déversement du trop-plein des barges.

La drague hydraulique, par contre, peut réduire le temps d'intervention dans un cours d'eau. C'est l'une des dragues les plus efficaces pour la manipulation des matériaux granulaires, du gravier grossier à l'argile. Lorsqu'elle est opérée convenablement, les pertes de sédiments sur le chantier de dragage sont normalement minimes. Les pertes enregistrées lors du dragage avec la drague suceuse et refouleuse sont principalement dues:

- au mauvais réglage de la vitesse de rotation de la tête qui aspire alors plus de sédiments que la pompe et le conduit de succion ne peuvent en absorber
- à une coupe trop épaisse qui favorise l'effondrement des murs verticaux, en plus d'augmenter la turbidité
- à une mauvaise technique de déplacement de la drague qui laisse des plages de résidus, qui sont remis en suspension par les hélices des bateaux.

Cependant, sur le site de mise en dépôt des produits de dragage, la drague hydraulique peut causer une plus grande turbidité par suite de la désagrégation des sédiments. De plus, à cause de la dilution des matériaux de dragage, les volumes de sédiments à traiter sont beaucoup plus considérables et il faut aussi prévoir lors du dépôt ou du confinement en milieu terrestre des superficies beaucoup plus vastes pour le traitement des matériaux pollués.

Le dragage hydraulique tend à disperser rapidement les sédiments dans la colonne d'eau et peut entraîner leur dispersion sur une plus grande surface. Le dragage mécanique, au contraire, maintient la cohésion des sédiments si bien que ceux-ci auront plus tendance à demeurer sur les lieux de mise en dépôt.

Si le volume de matériaux à draguer n'est pas important, la drague à benne preneuse peut s'avérer plus avantageuse que la drague suceuse et refouleuse; c'est surtout vrai dans le cas de travaux effectués dans les parages d'installations portuaires et de centres urbains qui sont généralement dotés des infrastructures de déchargement nécessaires au transbordement des sédiments transportés par barges. Par contre, pour les gros travaux de dragage, la drague hydraulique est beaucoup plus rapide.

Le choix du type de drague doit tenir compte des particularités du milieu ainsi que des facteurs et des contraintes énumérés précédemment. Il conviendra de poser un jugement critique en fonction de la granulométrie, de la cohésion et du degré de pollution potentiel des sédiments à draguer.

Recommandation

1. Il existe d'autres types d'engins de dragage dont l'emploi est interdit sur le Saint-Laurent parce que les règlements et les lois canadiennes ne permettent pas l'allocation de contrats de dragage aux contracteurs dont les équipements ne sont pas fabriqués au Canada ou au Royaume-Uni. Pour les engins fabriqués au Royaume-Uni, un an devra s'être écoulé entre la date d'entrée au Canada et l'appel d'offre (Directive du Conseil du trésor en vertu de la clause GC-23 sur le contenu canadien du contrat standard de construction).

Certains systèmes ont notamment été développés en Italie (pompe Pneuma) et au Japon (Oozer Pump et Clean-up Pump) et offriraient un degré de protection supérieur pour l'environnement; de plus, le taux de dilution des sédiments serait moindre qu'avec les pompes hydrauliques (Mun. Env. Lab., 1982).

Il convient donc que ces équipements de dragage fassent l'objet de recherches, que des hydrologistes soient consultés à cet effet et que des pressions soient excercées au besoin afin que ce type d'équipement puisse être mis à l'essai sur le Saint-Laurent si les conclusions concernant leur efficacité en ce qui concerne la protection de l'environnement s'avèrent concluantes.

CARACTÉRISATION DES SÉDIMENTS

Les caractéristiques physiques des sols sont définies par des paramètres tels que la grosseur et la nature des particules, les limites de plasticité, la perméabilité, la cohésion et la minéralogie. Les caractéristiques d'ingénierie (cohésion, plasticité, perméabilité) seront utiles pour les projets de dragage surtout lorsque le matériel devra être confiné en milieu terrestre ou utilisé à des fins d'aménagement faunique, récréatif et industriel.

La grosseur et la nature des particules sont surtout importantes pour évaluer les effets potentiels des activités de dragage. Les polluants se concentrent souvent dans les particules fines et particulièrement dans celles de moins de 70 µm. La présence de telles particules peut être un indice de l'impact que pourrait avoir un projet de dragage (Dosis et Warren, 1980; Dredging Subcom., 1983; Filipek et Owen, 1979; Forstner et Salomons, 1980; Internat. Work. Group, 1975; Jenne et coll., 1980). Ces particules sont aussi les plus susceptibles d'être ingérées par les organismes benthiques (Krantzberg et Bailey, 1983). Plus un sédiment contient de particules fines, plus sa capacité d'absorption des métaux est élevée. Cette particularité est liée à la surface de contact plus grande, pour un même poids, des particules fines par rapport aux plus grosses (Forstner et coll., 1979; Gupta et Chen, 1975; Hall et Bendra, 1979; Khalid et coll., 1977; Krizek et coll., 1977). Ces dernières, dont le sable, pourront cependant parfois recéler des polluants lorsqu'elles sont situées à proximité de sources de pollution importantes. En Ohio, des analyses chimiques sont généralement exigées dès que les sédiments contiennent plus de 20 p. 100 d'argile et de limon (Lynch, 1984).

Les BPC et les pesticides ont aussi une affinité élevée pour les solides et les particules en suspension et on peut les retrouver en teneurs élevées dans les sédiments. Les propriétés d'adsorption et de désorption de la matière organique dans les sédiments, en particulier pour le 2-4-D, le DDT, le lindane, le képone et les BPC, ont été démontrées notamment par Fulk (1975), Hague et coll. (1975), Hartung et Klingler (1970), McKee (1980), ainsi que Pavlou et Dexter (1980).

Méthodes d'échantillonnage des sédiments

L'évaluation des impacts sur l'environnement faite en prévision de travaux de dragage doit comprendre des données sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sédiments impliqués. Ce jugement sur la qualité des sédiments sera basé en grande partie sur la valeur représentative des sites d'échantillonnage et sur le nombre d'échantillons prélevés sur le site des travaux.

La collecte et la préparation des échantillons recueillis sur les emplacements de dragage et de mise en dépôt constituent une des étapes les plus importantes du processus d'évaluation puisque des échantillons recueillis de façon inappropriée, préservés inefficacement ou préparés inadéquatement invalideront les résultats des analyses et conduiront à des conclusions erronées quant au potentiel d'impact du projet de dragage. Une attention méticuleuse devra donc être portée à cette étape. On devra veiller attentivement à ce que les propriétés physico-chimiques des échantillons de sédiments recueillis ne soient pas modifiées, notamment par oxydation de l'air ou lors du séchage et de la congélation, dépendant des paramètres à analyser.

La complexité des procédures d'évaluation devrait normalement nécessiter un grand nombre d'échantillons statistiquement valables et représentatifs du milieu. Cependant, pour remplir cette condition, l'Office of Dredged Material Research du U.S. Army Waterways Experimental Station a évalué que pour un projet de moyenne envergure, les coûts d'échantillonnage et d'analyse dépasseraient, en certains cas, le coût total du projet de dragage (R.L. Walker et Partners, 1974). On doit dès lors se contenter souvent d'un nombre d'échantillons plus limité pour définir les caractéristiques d'un site de dragage.

Dans le but d'obtenir une bonne représentation de la composition physique et chimique du matériel à excaver, on recommande au Québec d'établir au moins trois stations d'échantillonnage pour les projets impliquant moins de 30 000 m^2 de superficie à draguer et une station additionnelle pour chaque 10 000 m^2 supplémentaires. Cette façon de procéder est appelée à changer afin que le nombre d'échantillons à prélever soit décidé en fonction du volume de matériaux à draguer et non plus d'après la superficie du projet.

Une grille d'échantillonnage peut être établie dans le secteur où seront dragués les sédiments. Dans les régions fortement industrialisées, il convient de procéder de façon plus exhaustive et statistiquement plus sûre; il en va de même dans les régions fortement peuplées où sont déversés les eaux d'égout et les effluents municipaux et industriels. Comme il importe de cerner la variabilité des propriétés physiques et chimiques des sédiments à draguer, il est indiqué de localiser des stations aussi bien dans les secteurs qui risquent de présenter des problèmes (points de ravitaillement en mazout, zone de transbordement de produits chimiques, exutoires municipaux et industriels) que dans ceux qui ne semblent pas pollués.

Bien que dans une zone de sédiments relativement homogènes des échantillons représentatifs puissent être obtenus par un échantillonnage au hasard, une répartition mieux définie est généralement préférable pour déterminer les variations horizontales

dans le contenu des sédiments. On se rapportera au tableau 2 pour les modes possibles de distribution spatiale des échantillons à recueillir.

Des analyses d'eau représentatives des sites de dragage et de mise en dépôt devraient être obtenues en prélevant un tiers du volume requis immédiatement sous la surface, un tiers à mi-hauteur de la colonne d'eau, et le dernier tiers à environ un mètre au-dessus du fond.

LE CHOIX DES APPAREILS

On distingue principalement trois types d'échantillonneurs (voir tableau 3):

1) les bennes preneuses, qui saisissent d'un coup les sédiments à la surface (Ekman, Van Veen, Petersen, Shipek);
2) les carottiers, qui prélèvent un échantillon cylindrique de sédiments à une profondeur variable suivant le modèle de l'appareil (à piston, à boîte, manuel, à gravité) et le type de sédiments à prélever;
3) les dragues racleuses, plus rarement utilisées, qui raclent la surface des sédiments.

Une benne pourra être utilisée là où les variations verticales anticipées dans les sédiments sont faibles, alors qu'un carottier sera plus approprié là où la distribution verticale des polluants dans les sédiments risque d'être plus hétérogène.

Les échantillons doivent être placés le plus rapidement possible entre 2 et 4 °C mais non congelés ni séchés et les analyses doivent être effectuées dans les deux semaines qui suivent. Comme les hydrocarbures, les graisses et le carbone doivent être dosés dans les 2-3 jours qui suivent le prélèvement, on recommande toutefois de congeler une partie des échantillons si l'analyse ne pouvait être faite à temps; ils devront rester congelés jusqu'au moment des analyses (Walton, 1980).

Pour les méthodes d'échantillonnage ou d'analyses physiques et chimiques des sédiments, on se rapportera aux références indiquées en annexe.

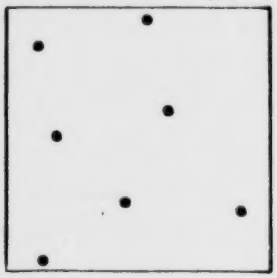
Critères pour l'évaluation de la qualité

Jusqu'à présent, Environnement Canada a utilisé les critères proposés par Vigneault et coll. (1978) pour l'évaluation de la qualité des sédiments de dragage pour la région du fleuve Saint-Laurent (tableau 1). Ces critères sont basés principalement sur les normales géochimiques et les teneurs moyennes, médianes et maximales établies après un programme d'échantillonnage intensif par le Comité d'étude sur le Saint-Laurent en 1976 (Serodes et coll., 1978) (tableaux 4 et 5). Les sédiments sont actuellement considérés comme pouvant présenter un risque pour l'environnement quand la teneur d'un ou de

(suite p. 20)

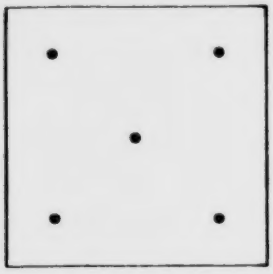
TABLEAU 2 Modes de distribution des échantillons

a) DISTRIBUTION AU HASARD



Ce mode de distribution est habituellement utilisé dans les zones présentant des caractéristiques granulométriques et morpho-sédimentologiques homogènes et où seule une confirmation des résultats antérieurs est recherchée. Le schéma ci-contre donne un exemple de ce mode de répartition des échantillons.

b) DISTRIBUTION EN QUINCONCE

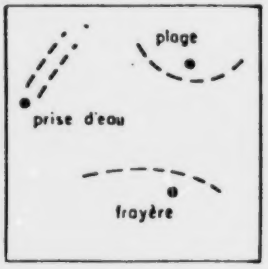


Ce mode de distribution s'applique principalement dans les secteurs de granulométrie homogène pour les cas de dragages de construction dans les ports, les marinas, etc. Cinq points d'échantillonnage sont alors répartis sur la surface à draguer tel que démontré par le schéma ci-contre.

c) DISTRIBUTION EN ZIGZAG

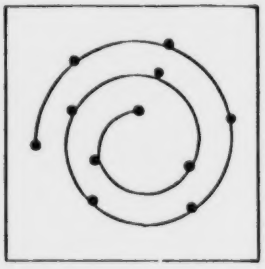
Ce mode de distribution s'applique principalement dans les cas de dragage d'entretien, comme celui de la voie maritime, qui se font généralement sur une surface rectangulaire. Les points d'échantillonnage sont alors répartis en zigzag comme le montre le schéma ci-contre. On évalue le nombre d'échantillons à environ six (6) par unité de surface rectangulaire dont la largeur serait de 0,5 km et la longueur de 1,0 km, ce qui donne un échantillon à tous les 0,2 km.

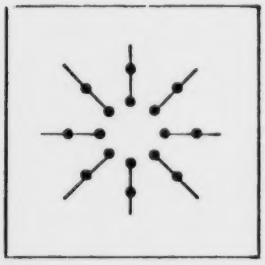
d) DISTRIBUTION PAR POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE PRÉDÉTERMINÉS



Ce mode de distribution s'applique surtout dans le cadre d'un programme de surveillance écologique. Dans ce cas, les échantillons seront toujours pris au même endroit à des intervalles de temps fixes. Un exemple de cette application est donné par le schéma ci-contre.

e) GRILLE CONCENTRIQUE OU RADIALE





Ces deux modes de distribution des échantillons s'avèrent très utiles pour résoudre un gradient de diffusion à la sortie d'un effluent ou encore pour définir la surface polluée en un point donné. Les échantillons, dont le nombre sera défini en fonction de l'étendue soupçonnée de la surface polluée, seront répartis sur des lignes concentriques ou radiales, tel que démontré par les schémas ci-contre.

Puisque la répartition radiale ou concentrique a pour but premier la mise en évidence des zones de sédiments pollués, la densité des points d'échantillonnage doit être augmentée au niveau des zones qui sont les plus susceptibles d'être polluées, c.-à-d., les zones préférentielles d'accumulation des sédiments fins en se basant sur les caractéristiques hydrodynamiques et bathymétriques du fleuve.

TABLEAU 3 Conditions d'utilisation des bennes et des carottiers

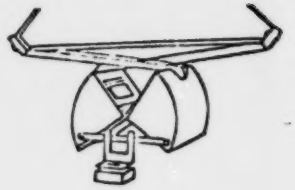
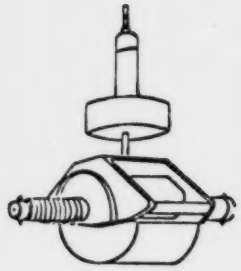
Type	Modèle	Vitesse de courant	Granulométrie	Commentaires	Illustration
Benne	Ekman	Nulle à très faible	Argile et limon	. Eau peu profonde et matériel homogène . Système de fermeture gêné par présence de cailloux et de branches	
	Van Veen	Nulle à très faible	Argile et limon	. Mêmes commentaires que précédemment . Plus encombrante que la Ekman	
	Petersen	Nulle à faible	Argile à gravier	. Système de fermeture étanche dans matériel hétérogène si le poids de la benne est de 30 kg . Recommandée dans zones d'eau calme (baie, port, marina, etc.)	
	Shipek	Nulle à forte	Argile à gravier	. Système de fermeture étanche dans matériel hétérogène . Peu affectée par le courant	

TABLEAU 3 (suite)

Type	Modèle	Vitesse de courant	Granulométrie	Commentaires	Illustration
Carottier	À piston	*	*	. Valable pour échantillon de très grande profondeur . Peu recommandable au niveau du fleuve	
	À boîte	*	*	. Manipulation difficile . Échantillon de grande taille . Peu recommandable	
	Manuel	*	*	. Recommandé pour usage en eau peu profonde (rallonge)	
	À gravité	*	*	. Recommandé pour le fleuve . Profondeur jusqu'à 10 mètres	

* Il s'avère difficile de fournir des conditions d'utilisation de ces carottiers puisque les utilisateurs leur apportent habituellement certaines modifications sur la base des conditions hydrodynamiques rencontrées et de la granulométrie des sédiments en présence.

Adapté de: Palermo et coll. (1978)
Roche et Ass. (1980)
Walton (1980)

TABLEAU 4 Valeurs de certains paramètres mesurés dans des sédiments du Saint-Laurent (en fonction du poids sec) entre Cornwall et Montmagny (mg/kg)[1]

Paramètre	Teneur médiane pour l'ensemble des données du Saint-Laurent	Teneur médiane de la région la plus polluée par le paramètre considéré	Teneur non dépassée, dans 90 % du temps, pour l'ensemble des données	Teneur médiane des données du chenal Perdu à Valleyfield[2]
Solides volatils	100 000	100 000	370 000	-
Carbone total	1,7	-	4,7	5,1
Phosphore total	820	870	1 200	-
Arsenic	1,7	3,4	3,8	-
Cadmium	7	9	12	7
Cuivre	33	44	72	77
Mercure	0,16	0,7	1,05	1,15
Plomb	19	30	70	130
Zinc	110	160	260	176
Chrome	65	70	103	111
BPC	0,03	-	0,08	-
Huiles et graisses	-	-	-	-

1 Serodes, J.B., 1978.
2 Le chenal Perdu à Valleyfield est considéré comme le secteur le plus pollué du Saint-Laurent.

plusieurs critères dépasse les seuils indiqués. Dans ce cas, la mise en dépôt sur terre devrait être normalement envisagée.

Si nous comparons ces critères à ceux utilisés par d'autres organismes nord-américains concernés par la disposition des sédiments de dragage (tableau 5) et à ceux relativement plus complets de la Zone V de l'Environmental Protection Agency (U.S.A.)

TABLEAU 5 Comparaison des critères d'évaluation de la qualité des sédiments pour différents organismes (en mg/kg de poids sec)

	(Environmental Protection Agency) (U.S.A.) (Critères Jensen) (1)	(Grands Lacs) (Critères pour sédiments moyennement pollués) (2)	Ministère de l'Environnement de l'Ontario (3)	(Federal Water Pollution Control Association) (Cleveland) (pour le lac Érié) (4)	Immersion des déchets en mer (Canada) (Région du Québec) (5)	Ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada (Région du Québec) (6)
Carbone total (%)					5,0	5,0
Solides volatils	60 000	60 000	60 000	100 000		80 000
DBO	50 000			10 000		
DCO			50 000	100 000		
Azote total (Kjeldahl)	1 000		2 000	3 000		
Phosphore total	1 000	600	1 000	1 500	1 000	1 000
Ammoniac			100			
Argent			0,5			
Arsenic		5,0	8,0		6,0	6,0
Cadmium			1,0		0,6	8,0
Cobalt			50,0			
Chrome		50,0	25,0		100	90,0
Cuivre		40,0	25,0		48,0	60,0
Fer			10 000	50 000		
Mercure	1,0	1,0	0,3		0,75	1,0
Nickel			25,0		55,0	
Plomb	50,0	50,0	50,0		20,0	60,0
Zinc	50,0	150,0	100,0		175,0	175,0
Huiles et graisses	1 500	1 500	1 500	1 000	1 000	2 000
Cyanures			0,1		0,1	
BPC			0,05	0,05	0,1	0,1

(1) (2) Internat. Working Group on the Abatment and Control Poll. from Dredging Activities (1975)
(3) Levings, C.D. (1982); Env. Canada et MOE (1982)
(4) Dredging Subcom. of Water Qual. Progr. Comm. (1982)
(5) Swiss, J.J. et coll. (1982) et Walton (1980)
(6) Vigneault, Y. et coll. (1978)

(tableau 6), nous constatons que les teneurs admissibles pour le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le zinc, les huiles et les graisses sont plus élevées au Québec. Les différences entre les critères utilisés par ces régions s'expliquent par les données de base ayant servi à leur établissement, i.e. teneur des sédiments en polluants (normales géochimiques, teneurs moyennes, médianes ou maximales).

TABLEAU 6 Critères de classification des sédiments pour la Zone V de l'E.P.A. (U.S.A.) (en mg/kg de poids sec)*

	Non pollués	Modérément pollués	Fortement pollués
Solides volatils	< 5 %	5 - 8 %	> 8
Azote Kjeldhal total (TKN)	1 000	1 000 - 2 000	2 000
DCO	40 000	40 000 - 80 000	80 000
Ammoniac	75	75 - 200	200
Huiles et graisses	1 000	1 000 - 2 000	2 000
Cyanure	0,10	0,10 - 0,25	0,25
Arsenic	3	3 - 8	8
Baryum	20	20 - 60	60
Cadmium	-	-	6
Chrome	25	25 - 75	75
Cuivre	25	25 - 50	50
Fer	17 000	17 000 - 25 000	25 000
Manganèse	300	300 - 500	500
Mercure	1,0	-	1,0
Nickel	20	20 - 50	50
Plomb	40	40 - 60	60
Zinc	90	90 - 200	200

* Commission mixte internationale, 1982

En l'absence de critères plus précis, ces critères basés sur l'analyse chimique des sédiments paraissaient constituer une méthode acceptable pour l'évaluation du degré potentiel de pollution lors du prélèvement de sédiments dans les cours d'eau. D'autres études ont révélé que les critères utilisés n'étaient pas toujours valides et qu'il n'existait pas de corrélation directe entre le niveau de pollution des sédiments ainsi déterminé et les impacts éventuels suite à leur remise en suspension (Lee, 1976). De plus, l'utilisation de ces normes entraîne une augmentation significative des coûts puisque souvent elles imposent le confinement sur terre.

L'utilisation de la teneur totale en polluants dans les sédiments comme seul critère de leur acceptabilité ou de leur non acceptabilité pour le rejet en eaux libres ne reflète donc pas nécessairement la réalité des risques pour l'environnement. Le dosage des teneurs totales en métaux dans les sédiments fournit une image quantitative des polluants mais ne rend pas compte de leur disponibilité pour les organismes vivants puisque les métaux peuvent être présents dans les sédiments sous des formes plus ou moins disponibles pour les êtres vivants.

Ainsi que nous le verrons dans les pages qui suivent, une détermination plus rationnelle des impacts, sur l'environnement, des projets de dragage devra plutôt tenir compte de l'écotoxicité (effets à court et à long termes) propre à chacun des projets.

Recommandations

2. Avant d'entreprendre toute démarche en vue d'améliorer les politiques et les méthodes concernant la protection de l'environnement lors de la réalisation des projets de dragage, il conviendrait que soit clairement défini ce que l'on entend exactement protéger (ex.: sites sensibles actuels vs sites potentiels, espèces pour la pêche sportive et commerciale vs les autres espèces animales ou végétales...) afin de faciliter les prises de décisions que pourraient motiver ces choix.

3. Une banque de données informatisées devra être constituée sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments du Saint-Laurent à partir des dossiers existants des Ministères fédéraux concernés (Environnement Canada, Pêches et Océans, Travaux publics, Transports Canada, Ports nationaux) et de ceux du ministère de l'Environnement du Québec et de l'Ontario. On consultera aussi à cette fin les données existantes dans la documentation scientifique sur le Saint-Laurent. Toutes les données ainsi recueillies seront analysées et cartographiées par région de façon à permettre la présentation, au besoin, de la situation de chaque polluant dans les sédiments, par secteurs du Saint-Laurent, particulièrement dans les zones où des travaux de dragage pourraient être nécessaires. Cette banque de données devra ensuite être maintenue à jour au fur et à mesure que de nouveaux projets seront entrepris sur le Saint-Laurent. La connaissance des variations spatiales et temporelles des paramètres physico-chimiques des eaux et des sédiments pourra s'avérer utile dans l'identification et l'évolution des zones les plus affectées, donc plus susceptibles de polluer le milieu lors de la remise en suspension des sédiments.

4. Comme la granulométrie joue un rôle important dans la détermination du potentiel de pollution, tout Examen environnemental préalable devra présenter une analyse granulométrique des sédiments afin de déterminer, dans un premier temps, les risques de pollution, le potentiel de turbidité et les risques pour les sites sensibles entourant la (les) zone (s) d'intervention. Ces analyses devraient être nécessairement réalisées pour tout nouveau projet de dragage; dans le cas de dragages d'entretien périodiques, on pourra toujours utiliser des données récentes à moins qu'on soupçonne que le milieu ait pu changer ou se dégrader depuis les dernières analyses.

5. Les critères d'évaluation de la qualité des produits d'excavation du dragage devraient suffire au niveau de l'Examen environnemental préalable afin de fournir une première estimation des risques potentiels d'un projet de dragage sur le milieu aquatique; ils devront cependant être complétés par d'autres méthodes (test d'élutriation, bioessais, test de bio-accumulation) au niveau d'un Examen environnemental initial et dans tous les cas où les critères retenus seront dépassés.

Ces analyses devraient être nécessairement réalisées pour tout nouveau projet de dragage; dans le cas de dragage d'entretien périodique, on pourra toujours utiliser des données récentes (3 ans au maximum) à moins qu'il n'y ait des raisons de croire que le milieu ait pu changer ou se dégrader depuis les dernières analyses.

6. Pour de nombreux paramètres, les critères actuellement utilisés sur le Saint-Laurent sont en général moins sévères que ceux utilisés ailleurs au Canada et aux États-Unis. L'élaboration de la banque de données sur les sédiments du Saint-Laurent permettra de réviser ces normes à la lumière des données existantes et de voir, au besoin, à en resserrer les exigences.

RELATIONS SÉDIMENTS/EAU DE SURFACE

Les formes échangeables des métaux dans les sédiments

Les métaux peuvent exister sous plusieurs formes dans les sédiments, formes plus ou moins stables selon les composés dans lesquels on les retrouve.

Les formes principales des métaux qui peuvent être remis en solution à partir des sédiments sont:

1) **Les métaux liés aux oxydes de fer et de manganèse:** La fixation des métaux par les oxydes peut s'effectuer par co-précipitation ou par adsorption (Boudreau, 1981; Brannon et coll., 1976; Gambrell et coll., 1978; Lee, 1979; Stumm et Morgan, 1970). Certaines études ont démontré que les oxydes de fer et de manganèse sont les hôtes majeurs de certains métaux, particulièrement le cobalt, le cuivre, le nickel et le zinc (Boudreau, 1981; Gupta et Chen, 1975; Khalid et coll., 1977; Tessier et coll., 1979). En conditions anoxiques, une fraction importante des oxydes de fer et de manganèse peut être réduite et rendue plus soluble, d'où libération de métaux en traces. En milieu oxydant, soit près de l'interface eau-sédiment et lors d'un brassage des sédiments, la formation d'oxydes hydratés de fer et de manganèse peut entraîner un captage important et rapide des métaux en traces et de phosphates dans l'eau interstitielle et dans la colonne d'eau par co-précipitation ou adsorption. Les oxydes hydratés fraîchement formés sont aussi reconnus pour leur capacité de fixation par adsorption plus importante que les oxydes plus âgés (Brannon et coll., 1978; Gambrell et coll., 1978; Khalid et coll., 1977; Lee, 1979; Stumm et Morgan, 1970).

2) **Les métaux liés aux carbonates (particulièrement le calcium et le magnésium):** Le pH serait le facteur prédominant dans le contrôle de leur stabilité (Boudreau, J., 1981; Gupta et Chen, 1975; Khalid et coll., 1977; Stumm et Morgan, 1970; Tessier et coll., 1979). L'activité biologique qui découle de la production de CO_2 lors de la digestion des matières organiques, joue un rôle important dans la stabilisation des carbonates, réduisant ainsi la disponibilité des métaux en traces liés à ceux-ci (Khalid et coll., 1977; Lee, 1979; Lebel, 1983; Neff et coll., 1978; O'Connor et Kester, 1975; Reuter et Perdue, 1977; Stumm et Morgan, 1970). La teneur en métaux en traces liés aux carbonates est généralement plus importante que la teneur en métaux échangeables dans un sédiment mais est généralement moindre que celle retrouvée dans les fractions liées aux oxydes, à la matière organique et aux sulfures tel que défini par les techniques d'extraction

sélectives des formes particulaires des métaux (Boudreau, 1981; Gupta et Chen, 1975; Khalid et coll., 1977; Tessier et coll., 1979).

3) **Les métaux liés aux sulfures:** Dans des sédiments anoxiques, les sulfures peuvent fixer une proportion importante des métaux en traces et constituer un réservoir de métaux peu disponibles en raison de leur faible solubilité et de leur stabilité relative (Gambrell et coll., 1978; Khalid et coll., 1977; Krizek et coll., 1977; Lee, 1979; Stumm et Morgan, 1970). Cependant, une oxydation chimique des sulfures facilitée, par exemple, par l'action des micro-organismes, peut libérer les métaux liés à ces derniers. Lorsque les sulfures sont oxydés, ils libèrent certains métaux en traces, en particulier du Fe^{++}. Ce dernier peut être oxydé à son tour en Fe^{+++} qui forme de l'hydroxyde ferrique $Fe(OH)_3$ lequel est un excellent capteur (par adsorption ou co-précipitation) des autres métaux en traces libérés dans la colonne d'eau; ce phénomène expliquerait pourquoi on retrouve parfois moins de métaux en traces dans la colonne d'eau après un dragage qu'avant la réalisation des travaux (Baumgartner et coll., 1978; Blom et coll., Brannon et coll., 1974 et 1978; Chen et coll., 1976; Jones et Lee, 1978; Lee et Mariani, 1977, Peddicord et McFarland, 1978; Wyeth et Sweeney, 1978).

4) **Les métaux et la matière organique:** La matière organique particulaire peut se composer de nombreux éléments variés, tels des excréments, des détritus végétaux, des micro-organismes, des colloïdes, des particules organiques d'origine animale, des hydrocarbures, des pesticides, etc. La diversité de son contenu pose donc un problème quant à son rôle dans les mécanismes d'échange, de fixation et de libération des métaux dans le système eau-sédiments. Elle est surtout associée de près avec la portion fine des sédiments (argile, limon) (Forstner et coll., 1979; Krizek et coll., 1977; Sly, 1977).

Les facteurs qui influenceront l'écotoxicité

Les facteurs qui influencent principalement la remise en solution des métaux depuis les sédiments vers la colonne d'eau sont:

- le pH
- l'état d'oxydo-réduction (potentiel redox ou Eh)
- la salinité

1) **Le pH:** En eau douce, l'échelle du pH est plus étendue (4,2 - 9,4) qu'en milieu marin (7,8 - 8,3) (Allen et Hardy, 1980; Boudreau, 1981; Khalid et coll., 1977). De plus, le pH dans les sédiments peut varier sur un même site en fonction de la profondeur alors qu'il est plus uniforme dans la colonne d'eau. Une diminution de pH (augmentation d'acidité) aura généralement pour effet d'accroître la désorption des métaux en traces et la dissolution d'un grand nombre de ces derniers et des minéraux les moins stables dans la colonne d'eau et dans l'eau interstitielle. L'accroissement du pH favoriserait plutôt la stabilité de la plupart des formes fixées des métaux, et en conditions aérobies accélérerait la vitesse d'oxydation du fer et du magnésium et la formation d'oxydes de ces dits métaux (Boudreau, 1981; Brannon et coll., 1978; Gambrell et coll., 1978; Khalid et coll., 1977; Lee, 1979; Stumm et Morgan, 1970).

2) **L'état d'oxydo-réduction (Eh):** Un élément qui perd des électrons est dit oxydé alors que celui qui en gagne est dit réduit. La mesure du potentiel Eh d'un système reflète la disponibilité en électrons, ou le degré d'oxydation ou de réduction des éléments de ce système. Dans un système en équilibre, la tendance de certains éléments à perdre des électrons est compensée par la tendance d'autres éléments à en gagner. L'état d'oxydo-réduction des composantes d'un sédiment sera fonction de leurs caractéristiques chimiques et de l'activité biologique dans les sédiments. Le potentiel redox joue un rôle important dans la régulation des formes chimiques et des états d'oxydation de plusieurs métaux et éléments nutritifs dans le système eau-sédiment. Généralement, les eaux de surface présentent un potentiel redox d'environ 300 à 600 mV (faiblement à fortement oxydées) alors que dans les sédiments, les valeurs se situent entre 100 et -400 mV (modérément à fortement réduits) (Gambrell et coll., 1976). Suivant Khalid et coll., (1977), dans les voies navigables d'importance, les sédiments ne renferment que peu d'oxygène dissous, sauf pour une mince couche en surface, et sont dès lors réduits, alors que les eaux qui les recouvrent sont oxydées et contiennent beaucoup d'oxygène. La granulométrie et le compactage interviendront notamment dans la diffusion de l'oxygène à travers les sédiments, et la teneur en oxygène dissous déterminera plusieurs réactions majeures d'oxydo-réduction près de l'interface eau-sédiments. Lors d'un dragage, les sédiments réduits contenant des métaux et des éléments nutritifs (nutriants) se mêlent aux eaux de surface oxydées et il y a transfert du matériel sédimentaire dans la colonne d'eau, d'où possibilité de transformation des polluants en formes biologiquement plus disponibles.

3) **La salinité:** L'augmentation de la salinité a généralement pour effet de favoriser la floculation et la précipitation de la matière organique dissoute ou particulaire, des oxydes de fer et de manganèse et des particules argileuses (Brannon et coll., 1978; Chester et Hughes, 1967; Florence, 1982, Gambrell et coll., 1978). Généralement, la toxicité risque de s'accroître si la salinité baisse; le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium exercent un pouvoir antagoniste sur les ions de plusieurs métaux lourds, réduisant par le fait même leur toxicité en eau salée (Tarzwell, 1957). Cependant, l'augmentation du pH et les phénomènes de floculation et de précipitation au cours du passage de l'eau douce aux eaux estuariennes et à l'eau de mer peuvent contrecarrer les processus de désorption et entraîner une réduction de la teneur en métaux dans la colonne d'eau. Les mêmes phénomènes peuvent être en partie responsables de la faiblesse ou de l'absence de libération significative de métaux lors du rejet dans l'océan de sédiments dragués en eau douce ou estuarienne (Brannon et coll., 1976; Florence, 1982; Gambrell et coll., 1977; Jones et Lee, 1978; Khalid et coll., 1977; Stumm et Morgan, 1970).

D'autres propriétés de l'eau et des sédiments peuvent aussi influencer dans une certaine mesure la mise en disponibilité des polluants. Ce sont:

- la température
- la teneur en eau des sédiments
- le degré d'agitation (hydrodynamique et perturbations)
- la nature et la grosseur des particules
- le compactage des sédiments
- le temps de contact des sédiments avec l'eau qui les recouvre
- l'activité microbienne et le brassage par les organismes de fond
- contenu en matière organique.

Plusieurs modèles ou expériences ont été développés pour expliquer, évaluer et prédire le comportement des métaux lors de la remise en suspension des sédiments au cours du dragage (Boudreau, 1981; Khalid et coll., 1977; Lee, 1975a; Reimers et coll., 1979; Reuter et Perdue, 1977; Stumm et Morgan, 1970; Tinsley, 1979). Quelques études simulant le transport de sédiments réduits dans un environnement oxygéné montrent qu'il y avait libération de métaux toxiques. D'autres travaux ont démontré que ces libérations étaient relativement minimes. Trop peu d'études toutefois ont été complétées pour tirer des conclusions valables sur la dégradation de la qualité de l'eau suite au dragage. Les études les plus récentes font rarement mention de remise en circulation importante à la suite des activités de dragage, sinon quelques accroissements faibles et temporaires des teneurs en métaux toxiques.

Plusieurs techniques ou méthodes ont été développées pour évaluer les formes solubilisées des métaux mais leur application ne saurait encore être généralisée pour évaluer ou prédire sous quelles formes se trouveront les métaux suite à des travaux de dragage. De plus amples recherches sont nécessaires pour évaluer et identifier la biodisponibilité des métaux dans la colonne d'eau et dans les sédiments suite à de tels travaux. Plusieurs chercheurs ont travaillé en ce sens: Blom et coll., (1976); Florence (1982), Khalid et coll., (1977), Maciorowski et coll., (1983), Reuter et Perdue (1977).

L'une des approches les plus prometteuses pour ce genre d'évaluation est sans doute la méthode dite de "spéciation des métaux" qui fait appel à des extractions sélectives des formes de métaux en relation avec leur accumulation dans les organismes vivants. Nous y reviendrons un peu plus loin.

IMPACTS POTENTIELS À COURT TERME

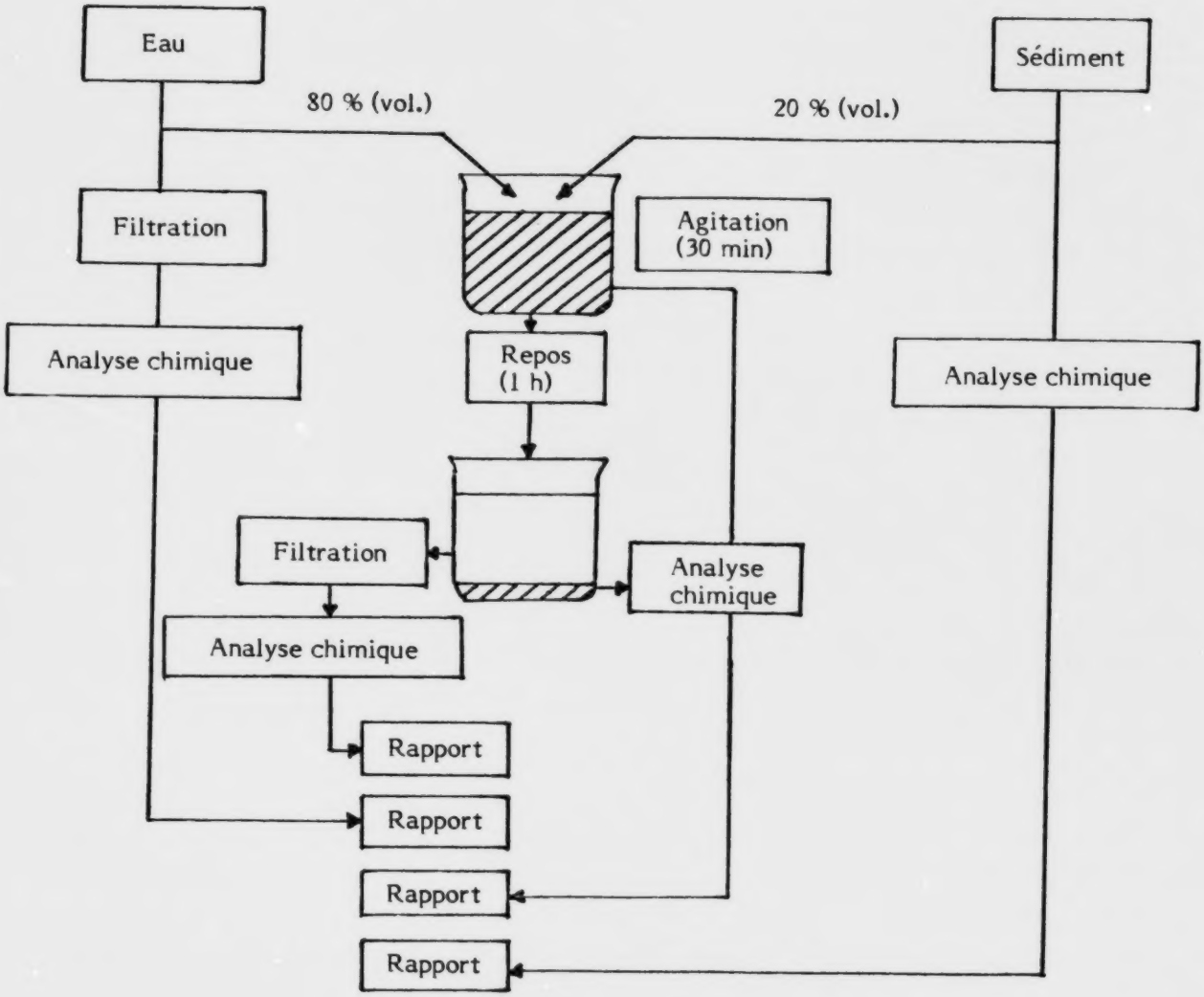
Les tests d'élutriation

Le développement des tests d'élutriation a constitué une des avances les plus significatives pour la détermination des impacts potentiels des projets de dragage. Ces tests permettent en effet de renseigner sur les polluants susceptibles d'être remis en solution à court terme dans la colonne d'eau, suite aux opérations de dragage.

Ces tests ont été développés afin de permettre une détermination relativement simple et à un coût raisonnable des effets de la remise en suspension des sédiments de dragage. La méthode a été développée par le U.S. Army Corps of Engineers et l'Environmental Protection Agency (U.S.A.) suite aux études de nombreux chercheurs démontrant la faiblesse des analyses chimiques directes des sédiments pour déterminer les impacts potentiels de leur remise en suspension (ces études sont revues dans Forstner et Solomons, 1980; International Joint Commission, 1982; Prater et Hoke, 1980). Elle consiste à agiter pendant 30 minutes un volume donné de sédiments avec quatre volumes d'eau prélevés sur le site de dragage. On fait ensuite sédimenter pendant une heure puis on centrifuge 20 minutes à 2500 tours/minute. Le surnageant est filtré en utilisant des filtres avec pores de 0,45 micron (figure 3). La fraction en suspension est celle obtenue avant la période de sédimentation; la fraction liquide est celle obtenue après la filtration et la centrifugation; la fraction solide comprend tout le matériel qui s'est déposé après une heure.

Dans un effort pour simuler le mieux possible les conditions du milieu au moment du dragage ou du rejet des sédiments, certains raffinements ont été proposés pour les tests d'élutriation tels, par exemple, la modification du rapport sédiments/eau, les conditions d'oxygénation et d'agitation, ou le pH du milieu (Lee, 1976; Lee et coll., 1975, 1976, 1978; Snitz et coll., 1979). Il demeure cependant difficile d'estimer dans quelle mesure les conditions réalisées en laboratoire reflètent fidèlement les conditions du milieu naturel.

Deux modifications principales ont été suggérées et retenues ultérieurement pour la réalisation des tests d'élutriation. La première consiste à agiter le mélange sédiments/eau au moyen d'air comprimé durant la période d'agitation de 30 minutes afin de contrôler le contenu en oxygène du milieu. La seconde modification consiste à remplacer les proportions originales de sédiments/eau (1:4) par une proportion de 1:20 (5 p. cent de sédiments): cette dernière modification permet notamment aux sédiments de mieux se déposer durant la période de repos et, par suite, d'obtenir une filtration plus



Tiré de: Levings, 1982

FIGURE 3 CHEMINEMENT DU TEST D'ÉLUTRIATION

rapide de l'élutriat, sans que les résultats des tests ne soient affectés (Lee et coll., 1975, 1976, 1978).

Les critères reconnus de qualité des eaux (ex.: McNeely et coll., 1980) sont habituellement exprimés comme étant la teneur d'un constituant soluble qui produira un effet indésirable sur un certain pourcentage des organismes si elle est maintenue pour une période de 96 heures ou plus. Toutefois, les matériaux de dragage sont rapidement dilués suite à un rejet en eaux libres et leurs effets s'exercent le plus souvent à court terme, sans compter l'intermittence des dépôts qui agit aussi comme facteur supplémentaire de dilution. Ce faisant, pour un test d'élutriation, il faut tenir compte du facteur de dilution du milieu naturel avant de comparer les résultats du test avec les paramètres reconnus. Des études de Lee et coll. (1976) et de Piwoni (1975) ont démontré que les sites de rejet typiques en eaux libres présentent généralement des facteurs de dilution de l'ordre de 1000 à 10 000 dans les quelques heures. Dans le St-Laurent, on devrait observer des taux de dilution du même ordre voire supérieurs, le débit étant plus élevé que celui du milieu où les études furent conduites. Comme la teneur en polluants demeure inchangée pendant une période relativement courte par rapport à la période d'exposition de 96 heures ordinairement requise pour les critères de qualité, ces derniers peuvent donc difficilement servir de critères de comparaison pour déterminer les impacts potentiels sur l'environnement lors de la remise en suspension des sédiments de dragage. Par contre, si les teneurs obtenues par un test d'élutriation sont inférieures à celles définies par les critères de qualité de l'eau, cela devrait normalement dire que les activités planifiées n'entraîneront pas d'impacts négatifs sur la qualité de l'eau. À noter que si les teneurs de l'élutriat sont supérieures à celles établies par les critères de qualité de l'eau, il n'y a pas lieu de conclure d'emblée qu'il y aura des impacts négatifs.

Plusieurs études ont comparé les résultats prévus par les tests d'élutriation avec ceux obtenus réellement sur les sites de rejet (Bandyopadhyay, 1981; Butler, 1981; Grimwood et McGhee, 1979; Sweeney, 1978). De façon générale, on a constaté, in situ, une remise en solution plus élevée du phosphore et du mercure et une remise en solution plus faible de l'arsenic par rapport à ce qui avait été établi par les tests d'élutriation (Krantzberg et Bailey, 1983; Sly, 1977; Wright, 1978; Wyeth et Sweeney, 1978).

Grimwood et McGhee (1979) ont comparé les résultats observés sur le terrain avec les effets prédits par le test d'élutriation en utilisant des sédiments du Mississippi. Les résultats indiquent que les prédictions s'avéraient valables pour le chrome, le cadmium et, à un degré moindre, pour l'arsenic, le nickel et le zinc, mais n'étaient pas aussi exactes pour le plomb, le mercure et le cuivre, en raison de l'adsorption de ces métaux par les solides en suspension au cours du rejet.

Une autre faiblesse du test d'élutriation mentionné plus haut provient du fait qu'il a été développé à l'origine pour évaluer la quantité de polluants libérés après rejet en eaux libres de résidus de dragage à partir d'une drague hydraulique. Ce test risque par conséquent de surestimer la libération des polluants en cas d'utilisation d'une drague mécanique puisque les sédiments demeurent alors ordinairement plus compacts et donc moins susceptibles de libérer des polluants dans la colonne d'eau.

Jusqu'à présent, les États-Unis ont considéré que les sédiments étaient pollués donc impropres à un rejet en eaux libres si la valeur de l'un ou l'autre des paramètres mesurés par les tests d'élutriation était 1,5 fois supérieure à celle enregistrée sur le site de déposition (Kamlet, 1976). Cependant, cette façon de procéder ne tient pas compte des effets synergétiques ou des interactions antagonistes entre les différents polluants et ne tient pas compte non plus des niveaux de tolérance des organismes. Il serait alors préférable d'effectuer des bioessais lorsque l'on obtient des teneurs égales ou supérieures à celles des eaux réceptrices.

Calcul des taux de dilution

Si les tests d'élutriation démontrent que les polluants risquent d'être remis en suspension dans la colonne d'eau à des teneurs élevées, il serait souhaitable que des calculs de dilution puissent être établis de façon à pouvoir reproduire les conditions du site de rejet des sédiments; les bioessais pourraient alors mieux refléter l'exposition réelle, dans le temps, des organismes aux teneurs envisagées. Le calcul des taux de dilution sur le site de rejet pourrait aussi permettre de comparer directement les résultats des tests avec les critères reconnus de qualité des eaux (McNeely et coll., 1980) (tableaux 7 à 10). Cependant, l'établissement des taux de dilution suppose une bonne connaissance des conditions hydrodynamiques du fleuve; nous y reviendrons plus loin.

Les bioessais

En effectuant la mesure et l'évaluation des substances toxiques présentes dans les sédiments, on a pu constater qu'un polluant existe rarement seul. On doit souvent faire face à une combinaison de différents polluants ayant des effets synergétiques ou antagonistes et pouvant avoir des conséquences très variables suivant la susceptibilité ou la tolérance des organismes aquatiques. Les analyses chimiques sont effectuées individuellement pour chacun des polluants; les bioessais pourront au contraire permettre de déterminer les effets plus "globaux" des sédiments sur les organismes aquatiques, y compris les effets antagonistes ou synergétiques (effets infra- ou supra-additifs).

TABLEAU 7 Principes directeurs pour la protection de la vie aquatique en eau douce

PARAMÈTRE		TENEUR		RÉFÉRENCE
ALCALINITÉ ($CaCO_3$)	G	20	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
ALDRINE + HEOD (DIELDRINE)	PE	0,001	µg/L	INTERNATIONAL JOINT COMMISSION, 1977
ALUMINIUM (Al)	PE	0,100	mg/L	GREAT LAKES WATER QUALITY BOARD, 1976
AMMONIAC NON IONISÉE (NH_3)	PE	0,02	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
ARSENIC (As)	PE	0,05	mg/L	ENVIRONNEMENT CANADA, 1979
AZINPHOS MÉTHYL (GUTHION)	PE	0,005	µg/L	GREAT LAKES WATER QUALITY BOARD, 1976
BÉRYLLIUM (Be)	PE	0,011	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
γ – BHC (LINDANE)	PE	0,01	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
CADMIUM (Cd)	PE	0,2	µg/L	ENVIRONNEMENT CANADA, 1979
CAMPHÉCHLORE (TOXAPHÈNE)	PE	0,005	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
CHLORDANE TOTAL	PE	0,01	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
CHROME (Cr)	PE	0,04	mg/L	ENVIRONNEMENT CANADA, 1979
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES (PHÉNOLS)	PE	0,001	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
CUIVRE (Cu)	PE	0,005	mg/L	GREAT LAKES WATER QUALITY BOARD, 1976
CYANURES (CN)	PE	0,005	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
DDT TOTAL	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
DIAZINON	PE	0,08	µg/L	GREAT LAKES WATER QUALITY BOARD, 1976
α – ENDOSULFAN	PE	0,003	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
β – ENDOSULFAN	PE	0,003	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
ENDRINE	PE	0,002	µg/L	INTERNATIONAL JOINT COMMISSION, 1977
FER (Fe)	PE	0,300	mg/L	GREAT LAKES WATER QUALITY BOARD, 1976
HEPTACHLORE	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
MALATHION	PE	0,1	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
MATIÈRES EN SUSPENSION	PE	25	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
MERCURE TOTAL (Hg)	PE	0,1	µg/L	ENVIRONNEMENT CANADA, 1979
p,p' – MÉTHOXYCHLORE	PE	0,03	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
MIREX	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
NICKEL (Ni)	PE	0,025	mg/L	GREAT LAKES WATER QUALITY BOARD, 1976
OXYGÈNE DISSOUS (O_2)	GE	4,0	mg/L	ENVIRONMENT CANADA, IWD., TECH. BULL. 67, 1972
PARATHION	PE	0,008	µg/L	GREAT LAKES WATER QUALITY BOARD, 1976
pH	GE	6,5		INTERNATIONAL JOINT COMMISSION, 1977
	PE	9,0		
PHOSPHATES TOTAUX (P)	P	0,025	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
PLOMB (Pb)	PE	0,03	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA-R3 73 033
SULFURES (H_2S)	PE	0,002	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
SURFACTIFS (RBM)	PE	0,5	mg/L	LITTLE, 1977
ZINC (Zn)	PE	0,030	mg/L	GREAT LAKES WATER QUALITY BOARD, 1976

P : PLUS PETITE QUE
PE : PLUS PETITE OU ÉGALE À
G : PLUS GRANDE QUE
GE : PLUS GRANDE OU ÉGALE À

Tiré de McNeely et coll., 1980.

Les tests doivent être conduits de façon à déterminer si le rejet des sédiments causera une augmentation substantielle des effets toxiques dans la colonne d'eau, sur le site de dépôt. Si les effets sur les organismes témoins sont les mêmes ou moindres dans l'élutriat que dans les eaux réceptrices, on considère alors que le rejet des sédiments n'entraînera pas d'effets toxiques.

La procédure pour les bioessais consiste habituellement à exposer certains organismes à un polluant potentiel pour une période de temps prédéterminée. Ce test permet de calculer les teneurs létales moyennes (TL_{50} ou teneur causant la mort de 50 p. cent des animaux au cours du test).

TABLEAU 8 Principes directeurs pour la protection de la vie aquatique en eau salée

PARAMÈTRE	TENEUR			RÉFÉRENCE
ALDRINE + HEOD (DIELDRINE)	PE	0,003	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
ALUMINIUM (Al)	PE	1,5	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
AMMONIAC NON IONISÉE (NH_3)	P	0,4	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
ANTIMOINE (Sb)	P	0,2	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
ARGENT (Ag)	P	0,005	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
ARSENIC (As)	P	0,05	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
AZINPHOS MÉTHYL (GUTHION)	PE	0,01	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
BARYUM (Ba)	P	1,0	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
BÉRYLLIUM (Be)	P	1,5	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
γ – BHC (LINDANE)	PE	0,004	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
BORE (B)	PE	5,0	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
BROMURES (BROMATE) (Br)	P	100	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
CADMIUM (Cd)	PE	0,005	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
CAMPHÉCHLORE (TOXAPHÈNE)	PE	0,005	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
CHLORDANE TOTAL	PE	0,004	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
CHROME (Cr)	PE	0,100	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
CUIVRE (Cu)	P	0,05	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
CYANURES (CN)	PE	0,005	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
DDT TOTAL	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
α – ENDOSULFAN	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
β – ENDOSULFAN	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
ENDRINE	PE	0,004	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
FER (Fe)	P	0,3	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
FLUORURES (F)	P	1,5	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
HEPTACHLORE	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
MALATHION	PE	0,1	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
MANGANÈSE (Mn)	PE	0,10	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
MERCURE (Hg)	PE	0,10	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
p,p – MÉTHOXYCHLORE	PE	0,03	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
MIREX	PE	0,001	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
NICKEL (Ni)	P	0,1	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
PARATHION	PE	0,04	µg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
pH	GE	6,5		US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
	PE	8,5		
PLOMB (Pb)	P	0,05	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
SÉLÉNIUM (Se)	P	0,01	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
SULFURES (H_2S)	PE	0,002	mg/L	US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
THALLIUM (Tl)	P	0,1	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
URANIUM (U)	P	0,5	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
ZINC (Zn)	P	0,1	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033

P : PLUS PETITE QUE
PE : PLUS PETITE OU ÉGALE À
G : PLUS GRANDE QUE
GE : PLUS GRANDE OU ÉGALE À

Tiré de McNeely et coll., 1980.

Des bioessais peuvent être également réalisés pour déterminer les effets sublétaux tels que l'immobilisation, modification du rythme respiratoire, modification du comportement de nage et d'alimentation, altération de la formule sanguine, diminution du taux de reproduction et du rythme de croissance des organismes aquatiques. Ce type de tests biologiques permet d'établir les teneurs efficaces moyennes (TE_{50} = teneur à laquelle un effet a été observé chez 50 p. cent des sujets exposés, pendant la période de temps considérée).

TABLEAU 9 Maximums acceptables dans les eaux destinées à la consommation domestique

PARAMÈTRE		TENEUR		RÉFÉRENCE
ALCALINITÉ TOTALE ($CaCO_3$)	GE	30	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1969
	PE	500	mg/L	
AMMONIAC (N)	PE	0,5	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1969
ARGENT (Ag)	PE	0,05	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
ARSENIC (As)	PE	0,05	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
BACTÉRIES COLIFORMES FÉCALES		ND	Nbre/dL	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
BACTÉRIES COLIFORMES TOTALES	PE	10	Nbre/dL	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
BARYUM (Ba)	PE	1,0	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
BORE (B)	PE	5,0	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
CADMIUM (Cd)	PE	0,005	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
CALCIUM (Ca)	PE	200	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1969
CÉSIUM-137	PE	50	Bq/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
CHLORURES (Cl)	PE	250	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
CHROME (Cr)	PE	0,05	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES (PHÉNOLS)	PE	0,002	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
COULEUR	PE	15	UCV	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
CUIVRE (Cu)	PE	1,0	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
CYANURES (CN)	PE	0,2	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
DURETÉ TOTALE ($CaCO_3$)	PE	120	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1969
IODINE-131	PE	10	Bq/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
FER (Fe)	PE	0,3	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
FLUORURES (F)	PE	1,5	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
HUILES ET GRAISSES		ND	mg/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
MAGNÉSIUM (Mg)	PE	150	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1969
MANGANÈSE (Mn)	PE	0,05	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
MERCURE (Hg)	PE	1,0	µg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
NITRATES + NITRITES (N)	PE	10,0	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
NITRITES (N)	PE	1,0	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
NTA (H_3NTA)	PE	50,0	µg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
pH	GE	6,5		SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
	PE	8,5		
PHOSPHATES INORG. TOT. (P)	PE	0,065	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1969
PHOSPHATES TOTAUX (P)	P	0,100	mg/L	US. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 440/9-76-023
PHOSPHORE (P)	PE	0,2	mg/L	HART, 1974, AUSTR. WAT. RES. COUNCIL, TECH PAPER 7
PLOMB (Pb)	PE	0,05	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
RADIUM-226	PE	1,0	Bq/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
α — RAYONNEMENT TOTAL	PE	0,02	Bq/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
β — RAYONNEMENT TOTAL	PE	0,10	Bq/L	ENVIRONMENTAL STUDIES BOARD, 1973, EPA R3 73 033
SÉLÉNIUM (Se)	PE	0,01	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
SODIUM (Na)	PE	270	mg/L	HART, 1974, AUSTR. WAT. RES. COUNCIL, TECH PAPER 7
SOLIDES DISSOUS TOTAUX	PE	500	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
STRONTIUM-90	PE	10	Bq/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
SULFATES (SO_4)	PE	500	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
SULFURES (H_2S)	PE	0,05	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
SURFACTIFS (RBM)	PE	0,5	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1969
TEMPÉRATURE	PE	15	°C	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
TRIHALOMÉTHANES	PE	0,35	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
TRITIUM	PE	40 000	Bq/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
TURBIDITÉ	PE	5	UTJ	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
URANIUM (U)	PE	20	µg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979
ZINC (Zn)	PE	5,0	mg/L	SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL, CANADA, 1979

P - PLUS PETITE QUE
PE - PLUS PETITE OU ÉGALE À
G - PLUS GRANDE QUE
GE - PLUS GRANDE OU ÉGALE À

Tiré de McNeely et coll., 1980.

TABLEAU 10 Principes directeurs pour les eaux des régions de loisirs

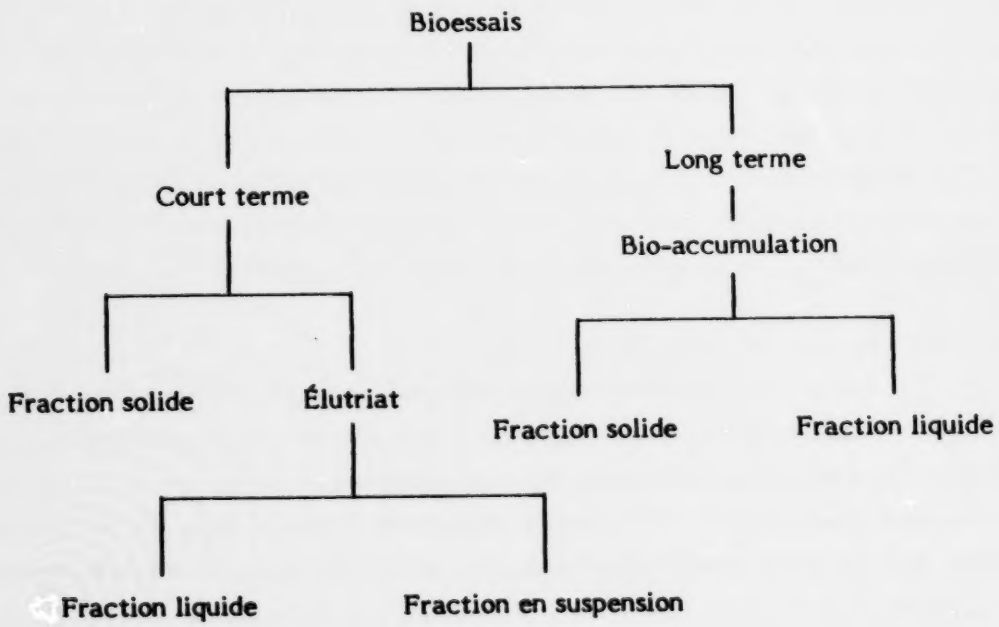
PARAMÈTRE		TENEUR		RÉFÉRENCE
ARSENIC (As)	PE	0,05	mg/L	ENVIRONNEMENT CANADA, 1979
BACTÉRIES COLIFORMES FÉCALES	P	100	Nbre/dL	ONTARIO, MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, 1974
BACTÉRIES COLIFORMES TOTALES	P	500	Nbre/dL	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
CADMIUM (Cd)	PE	0,01	mg/L	ENVIRONNEMENT CANADA, 1979
CHROME (Cr)	PE	0,1	mg/L	ENVIRONNEMENT CANADA, 1979
COULEUR	PE	100	UCV	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
HUILES ET GRAISSES	PE	5	mg/L	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
MERCURE (Hg)	PE	0,001	mg/L	ENVIRONNEMENT CANADA, 1979
ODEUR	PE	18	TOS	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
PÉNÉTRATION DE LA LUMIÈRE	GE	1,2	m	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
pH	GT	6		DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
	P	9		
RAYONNEMENT TOTAL	P	0,37	Bq/L	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
SURFACTIFS (RBM)	PE	2	mg/L	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
TEMPÉRATURE	P	30	°C	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67
TURBIDITÉ	PE	50	UTJ	DEPT. OF THE ENVIRONMENT, 1972, TECH. BULL. 67

P - PLUS PETITE QUE
PE - PLUS PETITE OU ÉGALE À
G - PLUS GRANDE QUE
GE - PLUS GRANDE OU ÉGALE À

Tiré de McNeely et coll., 1980.

Les bioessais sont par exemple utiles lorsque il n'existe pas de critères de la qualité des eaux pour un polluant donné ou si, tel que mentionné précédemment, on appréhende des effets infra- ou supra-additifs avec certains polluants.

On doit tenir compte, dans la réalisation des bioessais, des différentes fractions du milieu d'étude:



ANALYSE DES FRACTIONS LIQUIDE ET EN SUSPENSION

Peu d'études menées en laboratoire à partir de la fraction liquide ou en suspension de tests d'élutriation ont démontré des effets létaux ou sublétaux sur les organismes utilisés, bien que les études simulent souvent les pires conditions d'exposition étant donné que le facteur de dilution, la durée et l'intermittence des rejets ne sont pas pris en considération (Brannon, 1978; Flint et Lorefire, 1978; Hoke et Prater, 1980; Jones et Lee, 1978; Laskowski-Hoke et Prater, 1981; Shuba et coll., 1978; Sustar et coll., 1977).

L'étude de Peddicord et McFarland (1978) a démontré une tendance à l'accroissement de la mortalité chez la plupart des organismes étudiés (moules, crevettes, crustacés, poissons) en fonction du temps d'exposition et de la teneur des particules en suspension. Il faut dire que les conditions d'exposition étaient bien plus strictes que celles généralement rencontrées lors d'opérations de dragage.

Peu nombreuses sont les observations effectuées directement sur le terrain concernant les effets toxiques aigus dans la colonne d'eau ou près de la surface des sédiments lors des activités de dragage et de rejet en eaux libres (Allen et Hardy, 1980; Levings, 1982; Sustar et coll., 1977). Des cas de mortalité massive de poissons, observés durant des opérations de dragage en Colombie-Britannique, ont été attribués à la libération de sulfure d'hydrogène (H_2S) et probablement aussi à une baisse de la teneur en oxygène dissous; dans ce dernier cas, les matériaux de dragage contenaient une forte proportion d'écorce de cèdre. Lors d'expériences menées sur des crustacés et des poissons mis dans une cage à proximité de l'aire de dragage on a constaté que le taux de mortalité et l'accumulation des métaux étaient plus ou moins prononcés par rapport aux témoins; à noter que si les poissons avaient été en liberté, il est probable qu'ils auraient fui la zone à proximité du cône de dispersion des sédiments. Une étude de De Coursey et Vernberg (1975) (citées dans Levings, 1982), conduite en Caroline du Sud, établit une corrélation entre la mortalité de deux espèces de crustacés et leur localisation par rapport à des effluents de dragage.

ANALYSE DE LA FRACTION SOLIDE

La fraction solide n'est pas mêlée et dispersée aussi rapidement dans la colonne d'eau que la fraction liquide ou la fraction en suspension. Les organismes benthiques vivent et se nourrissent dans ou sur les sédiments pour des périodes plus ou moins longues et demeurent donc en contact étroit avec les sédiments. L'impact de la fraction solide des sédiments sur les communautés benthiques ira du simple déplacement des organismes

jusqu'à la toxicité directe et à la bio-accumulation. Cette fraction présentera donc le plus gros potentiel d'impacts à long terme, tels que des effets sublétaux et la bio-accumulation.

Shuba et coll. (1978) ont effectué plusieurs bioessais où de nombreux invertébrés ont été exposés à des sédiments fortement pollués provenant de différentes sources aux États-Unis, et prélevés aussi bien en eau douce qu'en milieu marin. Ils ont aussi procédé à des tests d'élutriation et à l'exposition des organismes à la fraction solide, liquide et en suspension. Un seul échantillon s'est avéré toxique pour la majorité des organismes exposés. La plupart des sédiments se sont avérés non toxiques en dépit de fortes teneurs en polluants. Un test de longue durée avec des crevettes immatures illustrait cependant le potentiel des sédiments pollués à altérer de façon chronique la croissance et la reproduction de ces organismes.

Shuba et coll. (1978) rapportent plusieurs résultats d'expériences mesurant les effets létaux de la phase solide des sédiments sur les organismes benthiques. Virtuellement aucun cas de mortalité n'a été clairement observé au cours de ces bioessais, dont la durée variait de quatre jours à plusieurs semaines. Cependant, certains effets sub-létaux ont été observés (Levings, 1982; Shuba et coll., 1978) et certains polluants tels les métaux pourraient en être la cause.

Quant aux conséquences physiques du dépôt des sédiments, Diez et Boesch (1977) démontrent que dans la James River, en Virginie, la communauté benthique s'est complètement rétablie trois mois après le rejet de matériaux de dragage. Peddicord et coll. (1975) ont étudié les réactions d'une grande variété d'organismes marins et estuariens exposés à des déversements ininterrompus, sur des périodes allant de plusieurs jours à plusieurs semaines et par des températures hivernales à des teneurs en oxygène approchant le point de saturation. La teneur en solide allait jusqu'à 10 g/l. Les auteurs n'ont constaté aucune mortalité substantielle, bien que la tolérance des organismes diminue à mesure que la température augmente et que la teneur en oxygène diminue.

LE CHOIX DES ORGANISMES POUR LES BIOESSAIS

Le choix des organismes pour les bioessais doit permettre une bonne comparaison entre les différents sites de dragage et doit tenir compte de la disponibilité des organismes à n'importe quelle période de l'année. Ces organismes devraient être idéalement choisis parmi les organismes les plus sensibles qui se trouvent dans les abords ou considérés comme essentiels à l'équilibre de l'écosystème local et à l'économie de la

région concernée. Mais ce choix s'avère en pratique impossible parce que les organismes peuvent difficilement être conservés dans des milieux d'élevage artificiel et qu'il est souvent impossible de cultiver en laboratoire leurs stades les plus sensibles. Dans bien des cas aussi, les organismes les plus critiques des milieux d'intervention ne sont pas connus.

Plusieurs organismes ont été recommandés pour les bioessais en eau douce, particulièrement dans les travaux de Shuba et coll. (1977) et dans l'étude de McKee (1980), notamment:

- crustacés: Daphnia pulex
  Palaemonetes kadiakensis
- mollusques: Musculium sp.
- insectes: Hexagenia limbata
- poissons: Salmo gairdneri (juvéniles)

Pour les bioessais où la toxicité aiguë et le succès de reproduction doivent être mesurés, les organismes zooplanctoniques peuvent constituer des organismes valables compte tenu de leur sensibilité relative aux polluants et de leur cycle de vie assez court.

Les effets des polluants sur le phytoplancton en milieu naturel sont généralement assez minimes à cause de la dynamique et de la nature variable des communautés phytoplanctoniques et à cause de la dilution généralement assez rapide des eaux sur les lieux de rejet (Shuba et coll., 1977). Les bioessais effectués sur le phytoplancton avec la phase en suspension ne sont pas recommandés à cause des interférences causées par les protozoaires indigènes et par les particules en suspension (Ibid.). La densité des cellules, leur volume, la détermination du C^{14} et la teneur en chlorophylle peuvent servir de critères.

Les mollusques sont considérés généralement comme résistants aux polluants, et dès lors ne sont pas très appropriés pour les bioessais de courte durée. Comme ils ont cependant la faculté d'accumuler les polluants, ils seront utiles pour les tests de bioaccumulation (études à long terme).

L'étude menée conjointement par l'E.P.A. et le Corps of Engineers (1977) considère que la fraction liquide peut être analysée par des moyens chimiques lorsque l'on peut déterminer les taux de dilution (en comparant les résultats avec les critères de qualité en vigueur) et par des bioessais. Cependant, la fraction en suspension ne peut être évaluée que par des bioessais qui détermineront l'impact potentiel de la présence physique des particules en suspension et des polluants actifs associés aux particules.

Les organismes-indicateurs pour les fractions liquide et en suspension devraient comprendre:

- un organisme zooplanctonique
- un crustacé
- un poisson (juvénile de préférence, parce que plus sensible).

Pour la fraction solide, on devrait utiliser:

- un organisme filtreur
- un organisme fouisseur
- un organisme se nourrissant à la surface (marcheur).

L'interprétation de la mortalité des organismes doit être basée sur une différence significative par rapport à des organismes témoins placés dans un milieu non pollué de granulométrie semblable plutôt que sur un pourcentage spécifique de mortalité.

RESTRICTIONS DES BIOESSAIS

La principale restriction des bioessais est que peu de laboratoires sont équipés pour les réaliser. Une souche d'organismes-indicateurs en bonne condition doit être maintenue pour les besoins éventuels; des contrôles appropriés doivent être effectués durant les tests afin de s'assurer que les réactions des organismes sont sans conteste attribuables au matériel testé et non à l'état de l'organisme, à l'équipement utilisé ou à d'autres facteurs externes. Selon les organismes utilisés et les buts visés, il faut parfois plusieurs jours à plusieurs semaines pour mener les essais à terme. Tout cela demande de l'espace, du temps, du personnel et coûte cher.

De plus, il est nécessaire d'être très prudent dans l'extrapolation des résultats pour prédire les effets sur le terrain, surtout si les essais sont effectués avec la fraction liquide. Les procédures portent généralement sur les effets de différentes teneurs en polluants pour une période de temps constante mais arbitraire. Comme le temps d'exposition varie constamment sur un site de mise en dépôt en raison des facteurs de dilution et de l'intermittence des déversements, les procédures existantes risquent de surestimer les effets négatifs sur les organismes. Les teneurs létales, basées généralement sur une période d'exposition des organismes aux polluants pendant une période fixe, le plus souvent de 96 heures, ne sont généralement pas applicables aux opérations de dragage où il est rare que des organismes soient exposés pour une période aussi longue à un polluant dont la teneur dépasse la limite admissible. Il serait donc souhaitable, comme dans le cas des tests d'élutriation, que les facteurs de dilution soient pris en considération dans l'interprétation des résultats.

Mais des bioessais qui simuleraient ces conditions en laboratoire demeurent encore difficilement réalisables dans les conditions actuelles. Cependant, on pourrait en règle générale considérer que la teneur qui s'est avérée toxique après un bioessai de 96 heures (plus ou moins pour certains tests reconnus), est la teneur maximum admissible sur le site de rejet.

Recommandations

7. Présentement, les bioessais constituent la méthode analytique la plus valable pour mesurer les effets potentiels associés à la libération de substances toxiques pendant les activités de dragage et de mise en dépôt des résidus de dragage. Bien qu'ils ne constituent pas encore un outil d'évaluation courant, ils devraient être utilisés pour compléter les informations obtenues à partir de l'analyse directe des sédiments et des tests d'élutriation. Lorsqu'on ne peut établir des calculs de dilution des polluants sur le site de rejet ou en l'absence de critères de la qualité des eaux pour certains éléments, des bioessais devraient être effectués dès que les teneurs détectées à la suite des tests d'élutriation égalent ou dépassent celles détectées dans la colonne d'eau. Les tests d'élutriation comportent de sérieuses restrictions; on ne devrait donc pas régulièrement se fier à eux seuls pour prendre une décision. Par contre, ils peuvent s'avérer utiles lorsque pratiqués conjointement avec des bioessais.

8. Quelque soit le ou les polluants en cause, on devrait confiner sur terre tous les sédiments qui à la suite des tests biologiques présentent un impact potentiel. Cette approche évite d'avoir à établir des niveaux "acceptables" pour chacun des polluants et tiendra aussi compte indirectement des effets synergétiques ou antagonistes des polluants potentiels.

9. Un certain nombre de procédures ont été mises au point pour la réalisation des bioessais (Anonyme, 1979; APWA, AWWA et WPCF, 1975; Dir. Gén. Pollution de l'eau, 1977; Env. Effects Lab., 1976; E.P.A./Corps of Engineers, 1977; Shuba et coll., 1978). Il serait souhaitable que ces méthodes soient revues et que les plus pertinentes soient sélectionnées en collaboration avec les spécialistes en écotoxicologie du laboratoire Capitaine-Bernier de Longueuil. Des organismes indicateurs pourraient également être sélectionnés pour les projets de dragage sur le Saint-Laurent de façon à permettre la comparaison possible d'un site de dragage à l'autre, et du même site à des périodes différentes.

IMPACTS POTENTIELS À LONG TERME

Bio-accumulation

Ainsi que nous l'avons déjà souligné, les polluants peuvent avoir des effets importants, particulièrement au niveau des organismes benthiques qui sont liés aux sédiments pour de longues périodes ou même durant leur vie entière, contrairement aux autres organismes aquatiques qui ne subissent des expositions aux sédiments relâchés dans la colonne d'eau que pour de courtes périodes. La priorité pour les tests de bio-accumulation sera donc donnée à la fraction solide des rejets en eaux libres.

La détermination des effets toxiques sub-létaux chroniques devrait être également envisagée. Ces effets à long terme que nous ne saurions plus ignorer peuvent en effet interférer avec le comportement des organismes, par ex. l'alimentation, la reproduction ou la migration. L'exposition à certains polluants peut aussi les rendre plus vulnérables à la maladie. Si les sédiments sont dispersés dans une région à circulation rapide, ces effets sub-létaux pourront être minimisés, mais lorsqu'on concentre localement des sédiments pollués, on peut obtenir des effets chroniques plus importants.

Le but des tests de bio-accumulation sera de déterminer le potentiel d'accumulation à long terme des polluants le long de la chaîne alimentaire. Le facteur de bioconcentration (BFC) sera habituellement défini comme étant la teneur d'une substance dans un tissu (sur une base de poids sec) divisée par sa teneur dans l'eau.

Les principaux facteurs à considérer dans l'interprétation des tests de bio-accumulation sont:

- le cycle de vie des organismes et leur tolérance aux différents polluants
- le degré de bio-accumulation (taux obtenus)
- la persistance du (des) polluant (s) et le temps nécessaire pour calculer le taux d'absorption et de remise en suspension
- la toxicité du matériel accumulé
- la proportion du territoire affecté
- la position de l'espèce indicatrice dans la chaîne alimentaire.

Au niveau des suivis environnementaux, des études de bio-accumulation réalisées directement sur le terrain permettent de contourner les difficultés inhérentes aux expériences en laboratoire (complexité des installations, simulation des conditions réelles, coûts...) et de prélever des organismes exposés aux conditions réelles de dilution et de dispersion des sédiments.

Certains tests de bio-accumulation peuvent aussi être réalisés en plaçant des organismes dans des cages à l'endroit projeté de rejet ou à proximité de celui-ci. Toutefois, il y aura lieu de les y placer assez longtemps avant que ne débutent les travaux.

Outre les études de Lee et Mariani (1977), Levings (1982) et Tessier et coll. (1982, 1984), l'étude de Neff et coll., (1978) est sans doute l'une des plus complètes concernant les études de bio-accumulation des métaux à partir de sédiments considérés comme pollués. Pour les sédiments provenant de différentes voies navigables du Texas et de l'Ohio, 26 p. cent des bioessais donnaient un accroissement significatif de la teneur en métaux dans les tissus des organismes expérimentés. Cependant, parmi les huit principaux métaux étudiés (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn) seuls le fer et le plomb ont démontré une tendance significative à la bio-accumulation chez la plupart des organismes.

Même si plusieurs autres études sur la bio-accumulation des métaux n'ont pas démontré d'accroissement évident dans l'accumulation des métaux chez les organismes exposés à des sédiments de dragage, Wright (1978) et Wyeth et Sweeney (1978) soulignent cependant plusieurs problèmes liés au méthodes et aux expériences ayant pu affecter les résultats.

Les tests d'élutriation permettent d'évaluer seulement les effets potentiels à court terme des éléments libérés dans la colonne d'eau et ne conviennent donc pas pour déterminer les effets à long terme sur les organismes aquatiques.

L'utilisation de la méthode de spéciation, en établissant des relations entre les formes de métaux dans les sédiments et leur disponibilité pour les organismes, permettrait éventuellement de préciser les impacts potentiels pour les rejets en eaux libres. Cette méthode permet de prédire dans une certaine mesure les teneurs maximales en métaux qui seront solubilisés dans un milieu particulier.

Des méthodes "sélectives" d'extraction des sédiments, permettant de déterminer la spéciation des métaux en traces sous forme particulaire, c'est-à-dire leur répartition entre différentes formes ou fraction des sédiments, ont été développées par Gibbs (1977), Gupta et Chen (1975), Tessier et coll. (1979) notamment et utilisées avec profit par Gibbs (1977) et au Québec par Tessier et coll. (1980, 1982, 1984). D'autres auteurs, tels Jenne et Luoma (1977), Jenne et coll. (1980), Brannon et coll. (1976), Patrick (1977) et Patrick et coll. (1976, 1977) se sont aussi penchés sur ces méthodes.

Ces procédures d'extraction des métaux en traces visent à donner, d'une part, des renseignements sur la biodisponibilité des métaux et à préciser, d'autre part, les conditions environnementales pouvant influencer leur libération dans la colonne d'eau. Cependant, l'interprétation des résultats doit être faite avec prudence considérant la

difficulté de reproduire en laboratoire les formes particulaires des métaux en traces retrouvées dans les sédiments naturels et l'impossibilité de prédire les effets synergétiques et antagonistes éventuels chez les organismes biologiques.

Tessier et coll. (1982) ont notamment évalué les impacts des rejets miniers sur les organismes aquatiques par la méthode de spéciation des métaux en traces. Ils ont utilisé à cette fin des bivalves et des plantes aquatiques. Les auteurs démontrent l'existence d'une corrélation entre la teneur en métaux en traces liés à certaines fractions des sédiments et la bio-accumulation des mêmes métaux en traces dans la chair des bivalves.

CHOIX DES ORGANISMES

On peut dégager quelques critères pour la sélection des organismes à employer comme bio-indicateurs des polluants dans le milieu ambiant. Les espèces choisies devraient présenter les attributs suivants:

1) omniprésence et abondance de façon à être représentatives des différents sites et des différentes régions d'étude
2) tolérance pour les polluants et grande capacité de bio-accumulation
3) présence de caractéristiques anatomiques facilitant leur identification sur le terrain et la collecte des spécimens.

Tessier et coll. (1982) recommandent à cette fin l'utilisation des mollusques bivalves. Ces derniers ont déjà fait l'objet de nombreuses études en milieu marin (Phillips, 1977). Ainsi que le soulignent aussi Tessier et coll. (1982), ils présentent de nombreux avantages pour l'évaluation de la bio-accumulation:

- ils sont reconnus pour accumuler une grande variété de substances toxiques sans pour autant subir de dommages apparents
- ce sont des organismes filtreurs
- ils sont sédentaires ou ont une mobilité limitée, donc une bonne intégration dans le temps et pour un lieu assez restreint
- ils sont relativement abondants dans un espace limité et facilement identifiables
- ils ont une vie assez longue (5 à 10 ans) ce qui permet l'échantillonnage de plusieurs classes d'âge, si désiré
- ils sont faciles à échantillonner, à transporter et à conserver avant analyse
- ils fournissent suffisamment de matériel (tissu) pour les analyses.

Tessier et coll. (1982) ont utilisé les bivalves

Ellipto complanata

Anodonta grandis

alors que le programme du U.S. Army Corps of Engineers (Hart et coll., 1983) utilise, en eau douce:

Corbicula fluminea (bivalve)

Macrobrachium rosenbergii (crustacé)

Daphnia magna (crustacé)

Pimephales promelas (méné)

et, en milieu estuarien:

Rangia cuneata (bivalve)

Palaemonetes pugio (crustacé).

Les procédures de bioessais développées conjointement par l'E.P.A. et le Corps of Engineers (1977), recommandent l'utilisation de polychètes et d'autres organismes moins mobiles, de préférence à l'épifaune mobile, crabes, homards, poissons, etc. Mais le choix des organismes à étudier en fonction de leur place dans la chaîne alimentaire et/ou de leur importance pour l'homme reste controversé. Certains pensent qu'on devrait se préoccuper d'abord de l'environnement avant de penser aux ressources commerciales; d'autres comme Lee et coll. (1977) considèrent que l'information sur la bio-accumulation des polychètes est sans valeur puisque personne n'est capable d'en interpréter la signification. Selon les mêmes auteurs, la bio-accumulation devrait être interprétée en fonction des teneurs retrouvées dans les organismes les plus hauts de la chaîne alimentaire ou dans des espèces commerciales importantes comme le crabe ou le poisson, pour lesquelles les teneurs maximales dans les tissus sont souvent réglementées.

LIMITATIONS DES TESTS DE BIO-ACCUMULATION

La présence de métaux dans les tissus d'organismes aquatiques ne constitue pas nécessairement un impact négatif puisque de petites quantités de certains métaux peuvent être trouvées dans les tissus de la plupart des organismes sans qu'on enregistre de conséquences néfastes apparentes. Ainsi, le cuivre et le zinc sont toxiques à hautes teneurs mais sont essentiels à des niveaux moins élevés pour certains échanges métaboliques.

L'absorption et la tolérance des organismes varient suivant l'espèce, l'âge, les conditions de reproduction et la physiologie. Il existe également une grande variation dans leur taux d'assimilation et leur résistance aux différents polluants. Dès lors, l'interprétation environnementale de la bio-accumulation demeure difficile d'autant plus que, sauf là où la bio-accumulation est très élevée, l'état des connaissances reste encore inadéquat pour évaluer les conséquences d'une teneur donnée en polluants dans les tissus d'un organisme. La difficulté est encore plus grande lorsqu'il s'agit de quantifier ces conséquences écologiques sur toute une population. Il n'existe pas de bases scientifiques certaines pour établir, par exemple, la teneur en cuivre ou en plomb qui pourrait être nuisible à un insecte aquatique ou à un mollusque. Dès lors, comme la signification écologique de la teneur d'un constituant spécifique dans les tissus d'une espèce ne peut être établie dans la plupart des cas, les données de bio-accumulation devront être interprétées par comparaison avec des organismes témoins de la même espèce et jouissant de conditions environnementales identiques mais placés sur des sédiments non pollués. Toute bio-accumulation significativement différentes entre les sujets et les témoins devrait alors être considérée comme à éviter.

Même si la bio-accumulation des métaux est dépendante des formes sous lesquelles on les retrouve dans le milieu et des conditions physico-chimiques ambiantes, il semblerait que les méthodes développées jusqu'ici dont celle de la spéciation des métaux en traces, ne peuvent prédire encore suffisamment bien la disponibilité ou la bio-accumulation des métaux à partir des sédiments. Il s'agit d'être prudent lorsque les résultats des bioessais en laboratoire sont extrapolés sur le terrain. Les bioessais visent généralement à rechercher l'effet d'un (de) polluant (s) à différentes teneurs sur une période constante mais arbitrairement fixée; la teneur choisie doit refléter les conditions qui existent là où le dragage sera effectué. De plus amples recherches s'imposent dans ce domaine (Centre for Wetland Resources, 1977; Florence, 1982; Hall et Bindra, 1979; Murphy et coll., 1983; Phillips, 1980; Prosi, 1979; Tessier et coll., 1982, 1984).

Recommandations

10. Au niveau des suivis environnementaux, une attention plus grande devra être apportée aux effets à long terme des projets de dragage. Les procédures recommandées par l'E.P.A. et le Corps of Engineers (1977) devraient être utilisées pour la détermination de la bio-accumulation des polluants présents dans les matériaux de dragage. Ces méthodes ont toutefois été mises au point pour le milieu marin et il conviendrait de les réviser pour savoir si elles s'appliquent tel quel en milieu d'eau douce pour le Saint-Laurent.

11. En certains cas, les tests de bio-accumulation peuvent être difficiles à réaliser directement sur le terrain et on devra s'en remettre aux méthodes de laboratoire. Toutefois, dans la mesure du possible, on devrait favoriser les prélèvements d'organismes directement à l'emplacement de rejet projeté avant la réalisation des travaux et après que ceux-ci aient été effectués. Là où des données antérieures sur les organismes du milieu ne sont pas disponibles, il faudra prévoir un délai assez long entre l'avis de réalisation d'un projet et le déroulement des travaux afin de permettre que des échantillons d'organismes puissent être prélevés et analysés avant qu'aucun rejet en eaux libres ne soit effectué.

12. On devrait, dans les études sur les bioessais, examiner la relation entre, d'une part, certaines formes de polluants présents dans différents types de sédiments et l'absorption de ceux-ci par les organismes et, d'autre part, entre cette absorption et les effets sur les organismes et leur capacité à excréter ces polluants après la cessation du dragage et du rejet des sédiments.

Dans l'expectative de l'installation d'un réseau de surveillance et de contrôle biologique, il est souhaitable qu'on évalue l'utilisation de la méthode de spéciation des métaux à partir des projets de dragage en cours. Différents types de projets, couvrant une variété assez grande de caractéristiques sédiments/eau, devraient être suivis afin de prévoir et de suivre sur le terrain la disponibilité des polluants suite au dragage et au rejet en eaux libres. On devra, à cette fin, susciter ou favoriser des études pour déterminer:

- les relations entre les polluants et leur accumulation dans les organismes en des sites différents en essayant d'obtenir une gamme étendue de teneurs en métaux en traces et de substances organiques
- les polluants le plus souvent accumulés et la corrélation entre leur accumulation et les caractéristiques des sédiments.

DISPERSION DES SÉDIMENTS

La descente de la masse des sédiments dans la colonne d'eau provoque des courants de fond assez violents qui entraînent les matériaux du fond à partir du centre vers la périphérie du site de rejet. Le choc du matériel sur le fond entraîne aussi la désagrégation et la remise en suspension d'une partie des sédiments en formant un nuage ou un panache près du fond.

Le nuage de sédiments présentera une forme plus ou moins allongée en fonction du mouvement des vagues, de la direction des courants et du mode de rejet (instantané ou d'une certaine durée, barge arrêtée ou en mouvement).

À long terme, les particules les plus fines (argile et limon) prendront beaucoup plus de temps à se déposer et pourront être entraînées loin du site de rejet.

Les matériaux qui se déposent au fond sont soumis aux phénomènes de compactage, d'érosion, de ségrégation, de transport et de redéposition. Dans de nombreux cas, les sédiments déjà déposés et ceux qui demeurent en suspension à l'endroit du rejet pourront nous renseigner sur la grosseur des sédiments qui vont normalement demeurer en suspension et sur ceux qui vont se déposer.

Les facteurs importants dans la détermination de la forme et de la trajectoire du cône de dispersion et du volume de la zone de dilution au site de rejet sont:

1) les caractéristiques du site de rejet:
- profondeur
- bathymétrie
- courants (vitesse, direction)
- vagues
- marées
- sédiments déjà en place (nature, épaisseur)
- stratification du milieu (température, densité)
- salinité

2) les caractéristiques des matériaux dragués:
- granulométrie
- densité (compactage)
- matière organique

3) le moyen de transport:
- vitesse et direction de la barge
- temps et taux de déchargement
- nombre de déchargements/unité de temps

Quelques modèles ont été élaborés afin de prévoir la dispersion et le cheminement des matériaux de dragage lors de rejets en eaux libres (Bella et Williamson, 1980; Bower, 1976; Cederwall et Svensson, 1976; Grimwood et Benedict, 1977; Holliday, 1978, Holliday Holliday et coll., 1978; Johnson, 1980; Johnson et Holliday, 1978; Koh et Chang, 1973; Krishnappan, 1975; Schnoor et coll., 1982).

Ces modèles constituent à l'heure actuelle de puissants outils lorsque l'ampleur d'un projet en justifie l'emploi et lorsque la disponibilité des données en permet l'utilisation. Pour des projets de moindre envergure ou lorsque les données s'avèrent insuffisantes, on peut utiliser une méthode plus empirique (Holliday, 1978) qui consiste à passer en revue tous les facteurs permettant de prédire le sort des matériaux dragués, de déterminer l'importance de chacun d'eux et d'en tirer une prédiction d'ordre plutôt qualitatif sur l'évolution et l'étendue du phénomène. Cependant, la qualité des résultats demeurera alors dépendante de l'expérience de l'utilisateur.

D'autres modèles ont aussi été élaborés aux États-Unis afin d'établir les volumes d'eau nécessaires pour diluer les matériaux de dragage à un taux acceptable en utilisant les tests d'élutriation et les eaux du site de rejet en rapport avec les critères de la qualité des eaux (Brandsma et Divoky, 1976, Environmental Effects Laboratory, 1976; E.P.A./Corps of Engineers, 1977; Fetterolf, 1973; Lee et coll., 1975). Toutefois, ces modèles ont été élaborés pour les rejets en mer où les conditions du milieu sont totalement différentes de celles rencontrées sur le Saint-Laurent.

Recommandations

13. Toujours dans l'expectative qu'une attention plus grande soit apportée aux effets à long terme des projets de dragage, le développement de modèles hydrodynamiques devra constituer une priorité à long terme pour déterminer le devenir des sédiments dans le fleuve. Ces modèles devront considérer les facteurs impliqués lors des rejets en eaux libres en tenant compte des particularités propres aux différentes sections du Saint-Laurent. Ils pourront être raffinés et améliorés au fur et à mesure de l'expérience acquise.

Les modèles élaborés aux États-Unis et ceux disponibles sur le Saint-Laurent (notamment l'étude de Sydor, 1978, et peut-être, certaines études du Laboratoire Hydraulique LaSalle) devraient être révisés afin de déterminer dans quelles mesures ils pourraient être adaptés ou appliqués à la détermination de la dilution et de la dispersion des sédiments du Saint-Laurent.

Ces modèles devront faire l'objet de vérifications multiples avant d'être utilisés de façon routinière. Leur élaboration demandera la coopération de spécialistes de différentes disciplines: biologistes, chimistes de l'environnement, hydrologistes, toxicologues... La mise sur pied de tels modèles permettra en outre de mieux identifier les besoins en information pour la compréhension de tous les phénomènes impliqués.

14. En attendant que de tels modèles soient mis au point, des simulations sur modèles réduits pourraient être réalisées afin de déterminer les effets des rejets de sédiments de certains projets de dragage dans le fleuve Saint-Laurent, particulièrement aux sites utilisés le plus fréquemment ou qui sont les plus susceptibles d'entraîner des répercussions sur les milieux sensibles.

LIGNES DIRECTRICES POUR LES ÉVALUATIONS DES IMPACTS DES PROJETS DE DRAGAGE

L'intention première est ici de réduire le nombre de tests à effectuer tout en maintenant des exigences suffisantes pour permettre aux responsables de poser un jugement valable concernant les impacts potentiels d'un dragage de sédiments.

Des tests ne seront requis que lorsqu'il y aura des raisons de croire que des polluants risquent d'être rejetés dans le milieu en quantités et sous des formes susceptibles de dégrader l'environnement. Plus le potentiel de pollution sera élevé, plus les exigences des tests seront élevées.

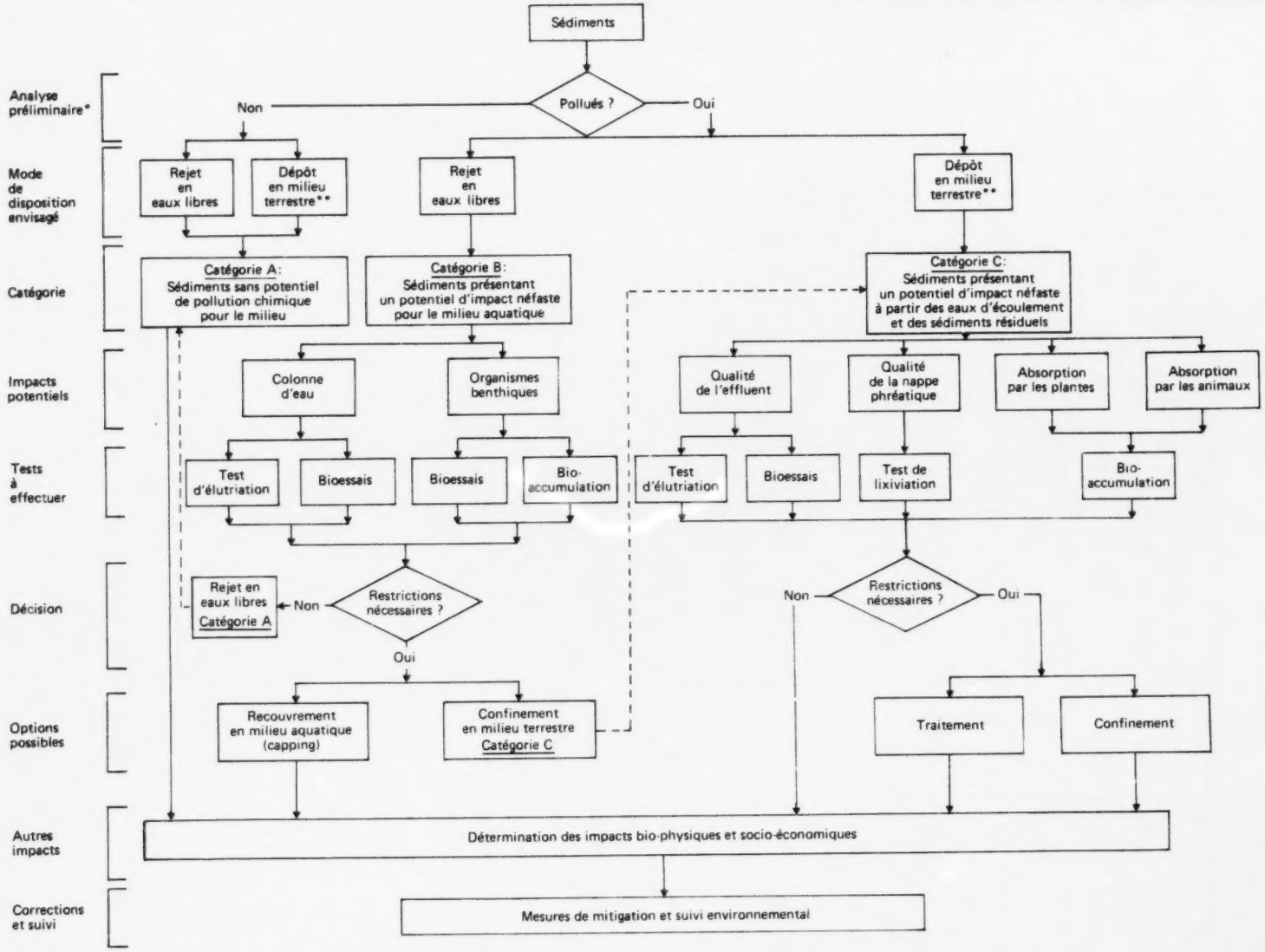
Les tests exigés sont présentés en fonction de "catégories" de matériaux à rejeter et des risques pour l'environnement pouvant en découler. Trois catégories ont été établies. Elles se basent sur un Examen préalable (incluant des analyses physico-chimiques des sédiments) et sur le type de disposition envisagé pour les matériaux, de façon à refléter différents impacts potentiels sur le système aquatique et de façon à déterminer quelles exigences s'appliqueront à un projet particulier (figure 4).

La méthode nécessitera un nombre de tests suffisants, sans être excessif, afin d'obtenir l'assurance que le milieu ne sera pas pollué suite au dragage, de façon à ne pas entraîner de dépenses inutiles ni de perte de temps ou d'efforts pour les promoteurs d'un projet.

L'approche présentée reflète une suite logique d'analyses et de jugements permettant une évaluation aussi adéquate que possible des problèmes liés aux projets de dragage, compte tenu de l'état actuel des connaissances.

Un Examen environnemental préalable (Rochon, 1984) devra donc d'abord être conduit de façon à déterminer quelles seront les exigences qui s'appliqueront à un projet particulier en fonction du potentiel de pollution et du type de disposition que l'on envisage. Le matériel à draguer se verra ainsi classé dans l'une ou l'autre des trois catégories (figure 4) pour son évaluation technique.

L'implication de plus en plus grande d'intérêts privés et publics dans le processus de protection de l'environnement et l'intérêt grandissant des médias d'information pour les questions touchant l'environnement devraient agir de façon à empêcher les responsables des projets de dragage de tenter de placer de façon routinière tous les matériaux dans les catégories requérant le moins de tests possibles. Par ailleurs, le placement routinier par "mesure de sécurité" dans des catégories où des tests plus poussés sont demandés devrait aussi être évité en raison des pertes inutiles de temps et d'argent.



* Déterminé après étude de l'historique du milieu et des résultats d'analyses physico-chimiques en regard des critères d'évaluation.
** Incluant dépôts sur les berges et aménagements fauniques ou autres.

FIGURE 4 PROCÉDURES POUR LES ANALYSES REQUISES EN FONCTION DU POTENTIEL DE POLLUTION ET DU MODE DE DISPOSITION ENVISAGÉS

MATÉRIAUX DE CATÉGORIE A:

> Matériaux de dragage qui de toute évidence ne présentent aucun danger de pollution pour l'environnement.

Les matériaux sont classés dans cette catégorie si, suite à l'Examen environnemental préalable, on n'a aucune raison sérieuse de croire que les sédiments sont pollués.

C'est le cas, par exemple, pour les dragages d'entretien où la qualité des sédiments était bonne antérieurement et que rien ne laisse croire que les conditions aient pu changer depuis le dernier dragage; le site proposé pour le rejet est aussi le même et remplit les mêmes conditions.

Bien que l'on ne puisse en faire une règle générale, les matériaux de dragage composés principalement de sable, de gravier ou d'autres matériaux sédimentaires naturels avec des particules généralement plus grosses que l'argile ou le limon, rentrent souvent dans cette catégorie. Ce matériel est souvent caractéristique des régions à fort courant et à forte turbulence, là où les dragages sont peut-être les moins fréquents.

Le matériel fin, non pollué, peut aussi être classé dans cette catégorie. C'est parfois le cas lorsque le matériel à excaver est suffisamment éloigné de toute source de pollution pour penser raisonnablement qu'il ne présente pas de risques pour l'environnement ou lorsque des prélèvements de sédiments relativement récents (au maximum 3 ans) ont démontré que les sédiments n'étaient nullement pollués.

Les seuls effets sur l'environnement à envisager seront alors les effets physiques (mécaniques) lors de l'excavation et du déchargement des matériaux, et les mesures de mitigation devront alors viser la protection des sites sensibles (aires de nidification, prises d'eau, frayères...).

MATÉRIAUX DE CATÉGORIE B:

> Matériaux de dragage qu'on envisage rejeter en eaux libres mais qui, après Examen environnemental préalable, présentent un risque potentiel de pollution pour le milieu.

Rentrent dans cette catégorie les matériaux qui suite à l'Examen environnemental préalable présentent des taux de pollution supérieurs aux critères d'acceptabilité (tableau 1).

Cette catégorie requiert des tests pour déterminer les risques de pollution du substrat et de la colonne d'eau à l'emplacement de rejet. Le test d'élutriation permettra dans un premier temps d'estimer la remise en solution des métaux dans la colonne d'eau. Des bioessais et des tests de bio-accumulation devront en outre être envisagés. À noter cependant que si l'évaluation initiale des impacts a révélé la présence de polluants autres que des métaux, on procédera d'emblée aux bioessais et aux tests d'accumulation vu que les tests d'élutriation ne conviennent vraiment que pour les métaux. Les bioessais donneront un indice du potentiel de toxicité alors que les tests de bio-accumulation indiqueront les risques d'accumulation des polluants dans les tissus des organismes et, de là, le risque de transfert le long de la chaîne alimentaire.

MATÉRIAUX DE CATÉGORIE C:

Matériaux qui après Examen environnemental préalable s'avèrent potentiellement pollués et qu'on envisage déposer en milieu terrestre.

Ces matériaux devront, au besoin, être confinés, y compris les particules en suspension. Ils présentent des risques de contamination à partir de l'écoulement des eaux résiduelles vers les cours d'eau environnants ou vers la nappe phréatique et en raison de la bioaccumulation dans les organismes susceptibles de s'établir sur les sédiments séchés.

Des tests d'élutriation, de lixiviation, des bioessais et des tests de bio-accumulation permettront de déterminer les risques pour l'environnement.

CONCLUSIONS

Ainsi que le soulignait Lee (1975b), il est arrivé que des groupes écologistes activistes ont pris des positions radicales contre le rejet de sédiments en eaux libres sans avoir évalué réellement les impacts sur l'environnement des différentes méthodes de disposition et de rejet. Dans de nombreux cas, ces groupes disposent d'un pouvoir politique suffisant pour forcer l'abandon d'approches plus économiques ou écologiques en faveur du confinement terrestre. Si les recherches des dernières années et celles à venir démontraient que le rejet en eaux libres entraîne des effets beaucoup plus limités sur les écosystèmes aquatiques et la qualité de l'eau que ce qui était appréhendé, on devrait alors se tourner davantage vers le rejet en eaux libres, méthode beaucoup moins coûteuse que la mise en dépôt sur terre.

Le largage des sédiments de dragage en eaux libres n'est pas à proscrire d'emblée, notamment quand les matériaux dragués s'apparentent à la composition naturelle du fond du cours d'eau aux sites de rejet et que ces derniers sont choisis avec toute l'attention voulue. Ce n'est toutefois pas le cas quand, par exemple, les matériaux dragués ne sont pas apportés par le cours d'eau mais sont d'origine industrielle, par exemple, certains résidus d'usines de pâtes et papiers qui n'ont rien à voir avec le lit naturel du cours d'eau. Les enlever pour simplement les rejeter plus loin ne fait que déplacer les impacts d'un milieu à un autre, ce qui est inacceptable.

S'il paraît souhaitable de préconiser au départ une politique de restauration du milieu par rapport à une politique de non dégradation, un tel objectif ne semble pas réaliste à ce stade-ci car il faudrait alors confiner sur terre une bonne partie des sédiments de dragage, ce qui entraînerait des coûts exorbitants. De plus, les recherches ne sont pas encore concluantes quant aux effets à long terme du rejet en eaux libres des sédiments. La restauration des conditions de plein usage des eaux s'effectuera plutôt au fur et à mesure que les sources mêmes de la pollution, qu'elles soient d'origine industrielle ou municipale, seront corrigées le long du fleuve puisque le contenu en polluants dans les sédiments n'est que le reflet de toutes ces activités.

Il est donc inconcevable qu'on puisse, même à l'heure actuelle, admettre le rejet de matériaux plus pollués que ceux déjà présents dans une zone de dépôt car cela signifie une dégradation du milieu inacceptable en regard du Programme d'assainissement des eaux du fleuve Saint-Laurent.

Les efforts du ministère de l'Environnement doivent tendre vers la réduction de la pollution à sa source; il faut cesser de considérer comme naturels les taux de plus en plus élevés des polluants dans le fleuve. Toute usine devrait être tenue responsable de ses déchets. La politique du Ministère devrait, par conséquent, voir à ce que les utilisateurs de l'eau ne la rejettent dans l'environnement qu'à la condition qu'elle ne présente aucun risque pour la vie aquatique ni les autres utilisations sociales de cette ressource. La pollution des sédiments provient souvent d'actes posés dans le passé mais ce problème ne doit pas être pour autant mis de côté sous prétexte que le rejet de polluants est maintenant contrôlé.

Au niveau des sources de pollution, c'est vers une approche de prévention qu'il faut tendre. En ce qui concerne le rejet des sédiments, on peut en attendant s'en tenir à une non dégradation tant qu'on n'en saura pas davantage sur les niveaux de pollution associés au rejet des sédiments en eaux libres. Une telle attitude devrait peu à peu entraîner une amélioration à long terme des conditions du fleuve Saint-Laurent.

Les coûts toujours croissants associés à l'entretien des ports et des canaux de navigation requièrent que chaque dollar dépensé au nom de la qualité de l'environnement profite vraiment à la qualité des milieux naturels et humains concernés. L'approche pour l'évaluation des projets de dragage sur le plan de leur impact sur l'environnement doit donc être axée principalement sur:

- la préservation de l'environnement au site de dragage et de déposition ou de rejet
- l'optimisation des bénéfices socio-économiques pour la société.

Les techniques et les approches les plus couramment utilisées pour la détermination du degré de pollution des sédiments et des impacts des polluants sur le milieu aquatique, de même que les principales restrictions des méthodes connues, ont été évaluées dans ce document. Une procédure pour évaluer les sédiments en fonction de leur impact potentiel a été présentée.

L'utilisation exclusive des teneurs pour les polluants présents dans les sédiments apparaît plus ou moins adéquate pour la détermination des potentiels de pollution en prévision de travaux de dragage. Cette méthode longtemps utilisée relève davantage de la facilité de son utilisation que de sa valeur scientifique réelle. Une méthode plus rationnelle et techniquement plus valide s'avère essentielle pour déterminer ce type d'impact; elle devra englober les effets physiques, chimiques et toxiques en fonction des particularités de chaque projet.

Il est suggéré que les analyses physico-chimiques des sédiments soient maintenues au niveau de l'Examen environnemental préalable afin de permettre une première évaluation des risques potentiels de pollution par les sédiments de dragage. Toutefois, si des impacts sont appréhendés suite à cette première évaluation, les études devront porter sur la libération des polluants en relation avec la qualité de l'eau sur le site de rejet (test d'élutriation) et sur les effets appréhendés pour les organismes aquatiques (bioessais). On devra également porter plus d'attention aux implications à long terme des rejets en eaux libres (tests de bio-accumulation).

La procédure proposée (figure 4) implique, en tout ou en partie suivant les risques potentiels envisagés:

- la détermination des propriétés physiques et chimiques des sédiments (lors de l'Examen environnemental préalable);
- des tests d'élutriation pour déterminer la remobilisation à court terme des polluants associés aux sédiments durant les travaux de dragage, particulièrement sur le site de rejet;
- des bioessais et des tests de bio-accumulation pour déterminer les effets de la mise en disponibilité des polluants sur les organismes vivants.

Si l'on considère la complexité des systèmes écologiques, il n'existe pas de tests ni de critères simples pour évaluer les effets des projets de dragage sur l'environnement. Le document propose certaines lignes directrices; certaines situations requièrent un degré d'analyse moindre, alors que d'autres requièrent des procédures d'analyse plus complexes. Chaque méthode a ses propres restrictions et on ne saurait en utiliser une à l'exclusion de toutes les autres. Ainsi, l'analyse directe des sédiments ne peut à elle seule déterminer les effets prévisibles sur la qualité des eaux alors que le test d'élutriation ne peut prévoir les effets de la turbidité. Quant aux bioessais, il convient de tenir compte du temps d'exposition des organismes sur le terrain, basé sur le degré de dilution et de dispersion sur le site de rejet. Chacune de ces restrictions doit être prise en considération lors du choix des méthodes, de l'analyse et de l'interprétation des résultats.

L'approche que nous préconisons ici ne présente donc pas de critères applicables indifféremment à toutes les situations puisque l'établissement de tels critères demeure totalement utopique compte tenu de la diversité des milieux impliqués, de la dimension variable des chantiers de dragage et du nombre de facteurs qui doivent être considérés.

Nous préconisons plutôt, à l'exemple de ce qui est proposé pour les projets sur les Grands Lacs ou pour les rejets en mer aux États-Unis, une approche cas par cas, basée sur le principe de la non dégradation du milieu.

En 1973, le U.S. Army Corps of Engineers instaurait un programme de 32,8 millions de dollars sur les impacts de projets de dragage (DMRP: Dredged Material Research Program) via le Waterways Experiment Station à Vicksburg, au Mississippi. Or, au moment où des règlements d'assainissement sont adoptés et mis progressivement en application et que des fonds publics considérables sont consacrés à la dépollution, on ne peut que constater et déplorer que si peu d'études et de suivis environnementaux reliés aux projets de dragage aient été réalisés sur le fleuve Saint-Laurent. Il nous a donc fallu extrapoler à partir des études effectuées ailleurs afin d'évaluer les méthodes à utiliser pour la protection de l'environnement lors de la réalisation de ces travaux.

Cependant, la plupart des études effectuées ailleurs ont été réalisées en milieu marin ou sur les Grands Lacs (Commission mixte internationale), milieux fort différents des conditions que l'on retrouve sur le Saint-Laurent tant au point de vue hydrodynamique que des milieux sensibles. Nous devrons donc nous efforcer au cours des années à venir de mieux définir les problèmes et les situations propres au Saint-Laurent.

L'évaluation et la réalisation des projets de dragage de même que l'exécution des recommandations présentées dans le présent document demanderont une coordination entre plusieurs organismes impliqués dans la réalisation de tels projets et dans la protection du milieu sur le fleuve Saint-Laurent, de façon à fixer des buts et des objectifs conformes et compatibles pour tous les intervenants.

En 1978, le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (Vigneault et coll., 1978) recommandait de mettre sur pied un secrétariat commun à Environnement Canada et au ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) afin d'appliquer un processus d'évaluation des répercussions sur l'environnement reliées aux projets de dragage et d'établir un processus administratif pour analyser les demandes de permis et surveiller la réalisation des projets de dragage sur le Saint-Laurent.

Le processus d'évaluation de l'environnement du MENVIQ (L.R.Q., chap. Q-2, 1979) et celui du gouvernement fédéral (PFEEE) diffèrent considérablement. En effet, pour Environnement Canada, le rôle du Ministère est purement consultatif et les promoteurs, c'est-à-dire les autres Ministères, demeurent responsables de la réalisation de leurs études. Au MENVIQ, les procédures sont plus longues et plus complexes et le Ministère peut lui-même imposer des directives et, à la limite, interdire la réalisation des travaux. À quelques exceptions près, les cas où le Ministère provincial est appelé à intervenir

touchent des milieux plus pollués que ceux dont Environnement Canada est responsable. Les dragages sous la juridiction provinciale sont en effet souvent entrepris à proximité des zones industrielles et nécessitent donc des interventions et des moyens de contrôle plus contraignants que dans les ports ou le long du chenal et les modes d'acceptation des projets au niveau provincial (Loi de la qualité de l'environnement et Règlements connexes) et au niveau fédéral (PFEEE) demeurent difficiles à concilier. Il devrait toutefois être possible de s'entendre quant aux normes et critères d'évaluation de la qualité des sédiments et des méthodes d'analyse jugées acceptables.

Recommandations générales

15. Des contacts réguliers devront être établis avec les responsables des analyses d'impacts de dragage dans les autres régions du pays et à l'étranger, en particulier avec:
- les régions de l'Ontario, de l'Atlantique, de l'Ouest, du Nord et du Pacifique du SPE
- le U.S. Army Engineer Waterway Experiment Station (DMRP) à Vicksburg (Mississippi)
- E.P.A. (Fresh Water and Marine Services)
- la Commission mixte internationale sur les Grands Lacs (I.J.C.)
- Service de protection de l'environnement - Bureau chef (dans le cadre du Programme d'immersion des déchets en mer)
- le ministère de l'Environnement de l'Ontario (M.O.E.).

Ces contacts permettront de nous tenir à jour sur la recherche et l'amélioration des techniques et l'élaboration de politiques ou de lignes directrices pour la protection de l'environnement lors de la réalisation des projets de dragage.

16. Des rencontres devront aussi être prévues, de façon prioritaire, avec les responsables des projets de dragage auprès du ministère de l'Environnement du Québec afin d'harmoniser les politiques des deux gouvernements concernant le dragage sur le Saint-Laurent et de présenter des exigences similaires quant aux critères et aux méthodes d'études pour ces projets.

17. L'établissement des critères d'évaluation pour les études d'impacts, applicables à toutes les situations, demeure utopique compte tenu de la diversité des milieux impliqués, de l'ampleur inégale des travaux de dragage et du nombre de variables qui doivent être prises en considération. Nous devons, en attendant le développement de méthodes plus appropriées, nous en remettre aux méthodes existantes, telles l'analyse chimique des sédiments, les tests d'élutriation et les bioessais, même si elles comportent certaines lacunes au niveau de leur interprétation et des conclusions qui peuvent en être tirées.

Ces méthodes, présentées en bonne partie dans le document du Comité de l'E.P.A./Corps of Engineers (1977), ont été élaborées principalement pour le milieu marin; elles devraient faire l'objet de révision, mise à jour et simplification s'il y a lieu, de façon à être mises en application dans les eaux du Saint-Laurent. Ce travail pourra être effectué en collaboration avec les spécialistes en écotoxicologie du Laboratoire Capitaine-Bernier de Longueuil. D'autres méthodes, telles que les tests de mutagénicité ou de stress chronique, pourraient aussi être envisagées ainsi que certains bioessais se déroulant sur moins de 96 heures. Un document synthèse pourrait être élaboré à la suite de ces travaux; il regrouperait l'ensemble des méthodes d'échantillonnage et d'analyse des

sédiments et des eaux qui les recouvrent, la description des principaux tests destinés à identifier, évaluer et prédire les conséquences écotoxicologiques rattachées aux projets de dragage et à assurer les suivis environnementaux, ainsi que les procédures d'analyse et d'interprétation des résultats.

18. Très peu de suivis en matière d'environnement ont été effectués sur le Saint-Laurent suite à la réalisation de projets de dragage. Les priorités devront être orientées en ce sens au cours des prochaines années. L'élaboration de tels suivis permettra en effet de déterminer dans quelle mesure les impacts appréhendés se seront révélés exacts et permettra de vérifier aussi dans quelle mesure les méthodes de prédiction et d'analyse se seront avérées adéquates.

19. En 1978, le Comité d'étude sur le Saint-Laurent recommandait une douzaine de sites propices à la création d'habitats fauniques le long du Saint-Laurent. Aucune suite n'a été donnée à ces recommandations faute d'une volonté réelle de faire avancer le dossier, de personnel ou simplement de rencontres entre les différents intervenants.

Le Service de la protection de l'environnement (SPE) dispose actuellement d'un certain nombre de documents sur le sujet et pourrait collaborer avec les responsables du Service canadien de la faune (SCF) afin de concrétiser ces projets, s'il y a lieu. D'autres spécialistes devront aussi être consultés pour se pencher sur les problèmes d'hydrologie reliés à ce type de projet, tel la protection contre l'érosion et la détermination de la qualité mécanique des sédiments (cohésion, plasticité, perméabilité). Le SCF devrait, au départ, définir les besoins et déterminer dans quelles conditions, de quelle façon et en quels lieux ces matériaux pourraient être utilisés. Un organisme de coordination pourrait être constitué par la suite pour réunir les différents intervenants dans ce dossier (SCF, DAM, SPE, Direction générale des eaux intérieures). Un projet pilote pourrait être envisagé afin d'établir la faisabilité, les coûts, les contraintes et les types d'impacts qui pourraient en résulter.

20. Des rencontres devront être prévues avec les promoteurs des travaux de dragage afin de les sensibiliser au contenu et aux implications du Processus Fédéral d'Évaluation et d'Examen en matière d'Environnement (PFEEE). De plus, après avoir révisé et accepté le guide pour l'Examen environnemental préalable des projets de dragage, les responsables d'Environnement Canada devront se montrer fermes dans l'utilisation de ce document; toutes les évaluations des impacts sur l'environnement qui seront présentées subséquemment devront s'y conformer et, de plus, faire apparaître clairement l'engagement des promoteurs à protéger l'environnement et à procéder à un programme de surveillance des effets des projets de dragage qui seront présentés.

21. La Division des urgences et des déchets du Service de la protection de l'environnement dispose présentement d'un outil de compilation des sites sensibles le long du Saint-Laurent (Carrière et coll., 1982). Ce document pourra être complété par l'addition de sources de références (rapports gouvernementaux, articles scientifiques, études d'experts-conseils) afin de fournir aux promoteurs et aux experts-conseils de plus amples informations sur chacun des sites de leur région de travail. On pourra y adjoindre également les périodes de fraie des principales espèces présentant un intérêt pour la pêche commerciale ou sportive.

22. Le Service de la protection de l'environnement devrait mettre sur pied un centre de références bibliographiques sur les dragages. L'objectif de ce centre consisterait à recueillir et à diffuser toute l'information disponible sur ce genre de projets. Cette

recommandation se fonde sur le fait qu'il est très difficile pour le public, les chercheurs, les spécialistes et les organismes gouvernementaux d'amasser des informations et sur le fait qu'à chaque nouveau projet d'envergure, les responsables recommencent les mêmes recherches, ce qui entraîne des coûts et des délais inutiles.

23. Le Service de la protection de l'environnement (SPE) a acquis avec les années une expérience des plus valables dans le domaine du dragage. Il devra, dans les années à venir, non seulement continuer mais intensifier ses efforts de façon à devenir le centre d'expertise dans ce domaine. La suite à donner aux recommandations proposées dans le présent document devrait lui permettre d'assurer son rôle de leadership en la matière.

BIBLIOGRAPHIE

Allen, K.O. and J.W. Hardy, 1980. "Impacts of Navigational Dredging on Fish and Wildlife: A Literature Review." U.S. Dept. Interior, Office Biological Serv., Fish and Wildlife Serv., Washington, Publ. FWS-085-80/07, 82 p.

Anonyme, 1979. "Environmental Laboratory Manual." Dept. Environ., E.P.S., and Dept. Fisheries and Oceans, Fish. and Marine Serv.

APHA, APWA and WPCF, 1975. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater." Amer. Public Health Ass., 15th ed.

Bandyopadhyay, P., 1981. "Release of Nitrogen Compounds from Dredged Sediments." Dess. Abst. Int., Part B, Sci. and Engineer, 42 nº FAD-81-18223.

Baumgartner, D.J., D.W. Schultz and J.B. Carkin, 1978. "Aquatic Disposal Field Investigations, Duwanish Waterway Disposal Site, Pujet Sound, Washington." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-24.

Bella, D.A. and K.J. Williamson, 1980. "Diagnosis of Chronic Impacts of Estuarine Dredging." J. Env. Systems, 9: 289-311.

Blom, B.E. et coll., 1976. "Effect of Sediment Organic Matter on Migration of Various Chemical Constituents During Disposal of Dredged Material." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-76-7.

Boudreau, J., 1981. "Évaluation de la biodisponibilité de certains métaux en traces lors des spéciations de dragage et de disposition des résidus de dragage." Mémoire présenté à l'I.N.R.S.-eau, mars 1981.

Bower, S.P., 1976. "Modeling of Coastal Dredged Material Disposal." In P.A. Krenkel, J. Harrison and T.C. Burdick eds., Proc. Specialty Conf. on Dredging and its Environmental Effects. Amer. Civil. Eng., N.T., p. 202-205.

Brandsma, M.G. and D.J. Divoky, 1976. "Development of Models for Prediction of Short-term Fate of Dredged Material Discharge in the Estuarine Environment." Tetra Tech. Inc., for U.S. Army Engineer Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-76-5.

Brannon, J.M., 1978. "Evaluation of Dredged Material Pollution Potential." U.S. Army Engineer Waterways Experimental Station, Tech. Rept. DS-78-6.

Brannon, J.M. et coll., 1974. "Distribution of Manganese, Nickel, Zinc, Cadmium and Arsenic in Sediments and in the Standard Elutriate." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Misc. Pap. D-76-18.

Brannon, J.M., R.M. Engler, J.R. Rose, P.G. Hunt and I. Smith, 1976. "Distribution of Toxic Heavy Metals in Marine and Freshwater Sediments." In Krenkel, P.A., J. Harrison and J.C. Burdick, eds., Proc. Specialty Conf. Dredging and its Environ. Effects. Amer. Soc. Civil Eng., N.Y., p. 455-495.

Brannon, J.M. et coll., 1976 "Selective Analytical Partitioning of Sediments to Evaluate Potential Mobility of Chemical Constituents During Dredging and Disposal Operations." U.S. Army Engineers Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Techn. Rept. D-76-7.

Brannon, J.M. et coll., 1978. "Evaluation of Dredged Material Pollution Potential." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-6.

Brannon, J.M. et coll., 1978. "Long-term Release of Contaminants from Dredged Material." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-49.

Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, 1979. "Nouveau Guide du Processus fédéral d'évaluation et d'examen en matière d'Environnement." Env. Can., S.P.E., Dir. activités fédérales.

Butler, J.S., 1981. "Evaluation of the Elutriate Test as a Mean of Predicting the Behavior of Selected Chlorinated Hydrocarbons in Dredged Sediments During Open-water Disposal." Diss. Abst. Int., Part B., Sci. and Engineer., 42 nº FAD-8126591.

Carrière, Varin, de Jocas, David et Ass. Ltée, 1982. "Répertoire socio-écologique." Env. Canada, S.P.E., Région du Québec.

Cederwall, K. and T. Svensson, 1976. Sediment Flushing after Dredging in Tidal Bays. J. Hydraulics Division, ASCE 102 (HY7): 935-53.

Centre for Wetlands Resources, 1977. "Trace and Toxic Metal Uptake by Marsh Plants as Affected by Eh, pH and Salinity." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-40.

Chen, K.Y. et coll., 1976. "Trace Metals in Open-water Disposal of Dredged Material." J. Waterways, Harbors and Coastal Engineer. Division, ASCE, 102, WW4, p. 443-454.

Chester, R. and M.J. Hughes, 1967. "A Chemical Technique for the Separation of Ferro-manganese Minerals, Carbonate Minerals and Absorbed Trace Elements from Pelagic Sediments." Chemical Geol. 2: 249-262.

Constable, T.W., 1983. "The WTC Leaching Procedure: Development and Applications to September, 1983 (Draft Copy)." Environment Canada, Env. Prot. Serv., Wastewater Technology Center, Burlington, 30 p.

Diaz, R.J. and D.F. Boesch, 1977. "Impact of Fluid Mud Dredged Material on Benthic Communities of the Tidal James River, Virginia." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-45.

Direction générale de la pollution de l'eau, 1977. "Règlements et directives sur les effluents liquides des mines de métaux." Pêches et Env. Canada, S.P.E., Publ. EPS-1-WP-77-1.

Dosis, P. and L.J. Warren, 1980. "Distribution of Heavy Metals Between the Minerals and Organic Debris in a Contaminated Marine Sediment." In Baker, R.A., ed., Contaminants and Sediments, vol. 1, Ann. Arbor Scien. Publ., Ann Arbor, p. 119-139.

Dredging Subcommittee, 1983. "Evaluation of Dredged Material Disposal Options for Two Great Lakes Harbours Using the Water Quality Board Dredging Subcommittee Guidelines." Report to the Great Lakes Water Quality Board, 68 p.

Dredging Subcommittee to the Water Quality Programs, Committee of the Great Lakes Water Quality Board, 1982. "Guidelines and Register for Evaluation of Great Lakes Dredging Projects."

Environment Canada and Ontario Ministry of Environment, 1982. "Lakefill Quality Study, Leslie Street Pit." City of Toronto, 36 p.

Environmental Effects Laboratory, 1976. "Discharge of Dredged or Fill Material into Navigable Waters." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Misc. Pap. D-76-17.

EPA/Corps of Engineers Technical Committee on Criteria for Dredged and Fill Material, 1977. Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredge Material into Ocean Waters. Env. Effects Laboratory, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn. Vicksburg, Miss.

EPA/Corps of Engineers, 1978. "Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredged Material into Ocean Waters." Env. Effects Lab., U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg.

Environmental Protection Agency (EPA), 1977. "Ocean Dumping - Final Revisions of Regulations and Criteria." Federal Register, Part VI, vol. 42 (7), Thursday 11, Jan. 1977.

Environmental Protection Agency, 1980. "Testing Requirements for the Specification of Disposal Sites for Dredged or Fill Material." Federal Register, December 24, 1980, vol. 45 (249): 85359-85367.

Fetterolf, C.M., 1973. "Mixing Zone Concepts." In Biological Methods for the Assessment of Water Quality, ASTM STP 528, Amer. Soc. for Testing Materials, Philadelphia, p. 31-45.

Filipek, L.H. and R.M. Owen, 1979. "Goechemical Associations and Grain-size Partitioning of Heavy Metals in Lacustrive Sediments." Chem Geol. 26: 105-117.

Flint, W.R. and G.J. Lorefire, 1978. "Elutriate Primary Productivity Bioassays of Dredged Spoil Disposal in Lake Erie." Wat. Resources Research, 14 (6): 1159-1163.

Florence, T.M., 1982. "Talanta Review; The Speciation of Trace Elements in Waters." Talanta vol. 29, Great Britain, p. 345-364.

Forstner, U., R.S. Patchineelan and G. Schmoll, 1979. "Chemical Forms of Heavy Metals in Natural and Polluted Sediments." In Management and Control of Heavy Metals in the Environment, Commission of European Communities et coll., K.J. Hall and K.S. Bindra eds., Inter. Conf. London, Sept. 1979, p. 316-319.

Forstner, U. and W. Salomons, 1980. "Heavy Metals Review Paper: Trace Metal Analysis on Polluted Sediments, Part I: Assessment of Sources and Intensities." Env. Sci. Letters 11: 494-505.

Fulk, R., D. Gruber and R. Wullschleger, 1975. "Laboratory Study of the Release of Pesticide and PCB Materials to the Water Column during Dredging and Disposal Operations." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-75-6.

Gambrell, R.P., R.A. Khalid and W.H. Patrick, 1976. "Physico-chemical Parameters that Regulate Mobilization and Immobilization of Toxic Heavy Metals." In Krenkel, P.A. et coll., 1976, Proc. of the Specialty Conference on Dredging and its Environmental Effects, Mobile, Alabama, Jan. 1976, Amer. Soc. Civil Engineers, p. 418-434.

Gambrell, R.P., R.A. Khalid, M.G. Verloo and W.H. Patrick, 1977. "Transformations of Heavy Metals and Plant Nutrients in Dredged Sediments as Affected by Oxidation Reduction Potential and pH" (vol. II). U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Contr. Rept. D-77-4.

Gambrell, R.P. et coll., 1978. "Disposal Alternatives for Contaminated Dredged Material as a Management Tool to Minimize Adverse Environmental Effects." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-8.

Gibbs, R.J., 1977. "Transport Phases of Transition Metals in the Amazon and Yukon Rivers." Geol. Sci. Amer. Bull. 88: 829-43.

Great Lakes Water Quality Board, 1982. "Guidelines for Project Evaluation." Great Lakes Intern. Joint Commission.

Grimwood, C. and B.A. Benedict, 1977. "Diffusion of Dredged Material in the Mississippi River." In Hydraulics in the Coastal Zone: Proc. of the Hydraulics Division Specialty Conf., p. 313-319.

Grimwood, C. and T.J. McGhee, 1979. "Prediction of Pollutant Release Resulting from Dredging." J. Water Poll. Contr. Fed. 51 (7): 1811-1815.

Gupta, S.K. and K.Y. Chen, 1975. "Partitioning of Trace Metals in Selective Chemical Fractions of Nearshore Sediments." Environ. Letters 10: 129-158.

Hague, R., D.W. Schmedding and V.H. Freed, 1975. "Aqueous Solubility, Adsorption and Vapor Behavior of Polychlorinated Biphenyls Aroclor 1254." Env. Sci. Tech. 8: 139-142.

Hall, K.J. and K.S. Bindra, 1979. "Management and Control of Heavy Metals in the Environment." Inter. Conf. on Management and Control of Heavy Metals in the Environ., London, Sept. 1979, p. 295-338.

Hart, T.L., C.C. Calhoun and T.R. Paten, 1983. "Dredged Material Research in the Eighties." In Proc. 15th Annual Dredging Seminar, Herbeck, G., ed., Texas A. and M. Univ., Sea Grant College Program, Publ. TAMU-SG-83-111.

Hartung, R. and G.W. Klingler, 1970. "Concentration of DDT by Sedimented Polluting Oils." Env. Sci. Tech. 4: 407-410.

Hoke, R.A. and B.L. Prater, 1980. "Relationship of Per Cent Mortality of 4 Species of Aquatic Biota from 96-hour Sediment Bioassays of Five Lake Michigan Harbors and Elutriate Chemistry of the Sediments." Bull. Environ. Contaminant Toxicology, 25: 394-399.

Holliday, B.W., 1978. "Processes Affecting the Fate of Dredged Material." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-2.

Holliday, B.W., B.H. Johnson and N.A. Thomas, 1978. "Task in Synthesis Report Predicting and Monitoring Dredged Material Movement." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-3.

International Joint Commission, 1982. "Guidelines and Register for Evaluation of Great Lakes Dredging Projects." Rept. Dredging Subcomm. to Water Quality Programs Comm. of the Great Lakes Wat. Qual. Board.

International Working Group on the Abatment and Control Pollution from Dredging Activities, 1975. "Studies, Investigations, Conclusions and Recommendations of the Organism." The Secretary of State for External Affairs, Canada and the Secretary of State, U.S.A.

Jenne, E.A. and S.N. Luoma, 1977. "Forms of Trace Elements in Soils, Sediments and Associated Waters: An Overview of their Determination and Biological Availability." U.S. Energy Research and Development Adm. Symp Ser. 42: 110-143.

Jenne, E.A., V.C. Kennedy, J.M. Burchard and J.W. Ball, 1980. "Sediment Collection and Processing for Selective Extraction and for Total Trace Element Analysis." In Contaminants and Sediments, vol. 2, Baker, R.A. ed., Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, p. 169-190.

Johnson, B.H., 1980. "Discussion of Mathematical Models for Computing the Physical Fate of Solids Release in Open Water During Dredging or Dredged Material Disposal", p. 331-348. In Contaminants and Sediments, Baker, R.A., eds., 1980, Contaminants and Sediments, Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Mich., p. 169-190.

Johnson, B.H. and B.W. Holliday, 1978. "Evaluation and Calibration of the Tetratech Dredged Material Disposal Model Based on Field Data." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-47.

Jones, R.A. and G.F. Lee, 1978. Evaluation of the Elutriate Test as a Method of Predicting Contaminant Release During Open-water Disposal of Dredged Sediments and Environmental Impacts of Open-water Dredge Material Disposal. Vol. I and II. U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-45.

Kamlet, K.S., 1976. "Impact of Public Law 92-532 on Dredging and Disposal." In Dredging and its Environmental Effects, Krenkel, P.A., J. Harrison and T.C. Burdick, eds., Proc. Specialty Conf. Amer. Soc. Civil Eng., p. 49-82.

Khalid, R.A. et coll., 1977. "Transformations of Heavy Metals and Plant Nutrients in Dredged Sediments as Affected by Oxidation Reduction Potential and pH, (vol. I): Literature Review." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Publ. D-77-4.

Koh, R.C.Y. and Y.C. Chang, 1973. "Mathematical Model for Barged Ocean Disposal of Wastes." U.S. EPA Rept. EPA 660/2 - 73-029.

Krantzberg, G. and R.C. Bailey, 1983. "Report on the Revision of MOE Guidelines for Open-water Dredged Spoils Disposal." Institute for Environ. Studies, Univ. Toronto, 60 p.

Krishnappan, B.G., 1975. "Dispersion of Granular Material Dumped in Deep Water." Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ont., Scientific Series 55, 114 p.

Krizek, R.J. et coll., 1977. "Characteristics of Dredged Bottom Sediments." J. Waterways Port Coastal and Ocean Division, ASCE 103, WW4, p. 471-486.

Laskowski-Hoke, R.A. and B.L. Prater, 1981. "Dredged Material Evaluations: Correlations Between Chemical and Biological Evaluation Procedures." J. Wat. Poll. Contr. Fed., 53 (7): 1260-1262.

Lebel, J., 1983. "La biogéochimie des milieux marins." Réseau 14 (7): 14-17.

Lee, G.F., 1975a. "Research Study for the Development of Dredged Material Disposal Criteria." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-75-4.

Lee, G.F., 1975b. "Potential Environmental Problems of Dredging and Dredged Material Disposal." Proc.6th Pacific Coast Conf. on Dredging, 62-68.

Lee, G.F., 1976. "Recent Advances in Assessing the Environmental Impact of Dredged Material Disposal." Proc. of Wodcon VII, San Francisco, p. 551-578.

Lee, G.F., 1979. "Role of Hydrous Metal Oxydes in the Transport of Heavy Metals in the Environment." In Chemical Concepts in Pollutant Behaviors, I.J. Tinsley, ed., John Wiley and Sons, Toronto, p. 137-153.

Lee, G.F. et coll., 1975. "Research Study for the Development of Dredged Material Disposal Criteria." U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Contract Rept. D-75-4.

Lee, C.R., R.E. Hoeppel, P.G. Hunt and C.A. Carlson, 1976. "Feasibility of the Functional Use of Vegetation to Filter, Dewater and Remove Contaminants from Dredged Material." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-76-4.

Lee, G.F. and G.M. Mariani, 1977. "Evaluation of the Significance of Waterway Sediment-associated Contaminants on Water Quality at the Dredged Material Disposal Site." In Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation, ASTM STP 634, Amr. Soc. for Testing and Materials, p. 196-213.

Lee, G.F. et coll., 1977. "Evaluation of the Elutriate Test as a Method of Predicting Contaminant Release During Open-water Disposal of Dredged Sediments and Environmental Impact of Open-water dredged Material Disposal." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-45.

Levings, C.D., 1983. "Les conséquences écologiques du dragage et de l'élimination des résidus du dragage dans les eaux canadiennes." Conseil national des recherches du Canada, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement n° 181, Publ. 18131, 150 p.

Lynch, A., 1984. Ohio Environmental Protection Agency Communication personnelle, 3 juillet 1984.

Maciorowski, A.F. et coll., 1983. "Bioassays: Procedures and Results." J. Wat. Poll. Contr. Fed., 55 (6): 801-815.

McKee, P.M., 1980. "Sediment Contamination and Bioassessment Procedures for the Ecological Evaluation of Sediment Quality with Emphasis on the Great Lakes." Beak Consultants Ltd., for Great Lakes Biolimnology Lab., Dept. Fish. and Oceans and Dept. of Supply and Services.

McNeely, R.N., V.P. Neimaner et L. Dwyer, 1980. "Références sur la qualité des eaux: guide des paramètres de la qualité des eaux." Env. Canada, Dir. Gén. des Eaux Intérieures, Ottawa, 100 p.

Municipal Environmental Laboratory, 1982. "Handbook for Remedial Action at Waste Disposal Site." U.S. EPA, Off. Environ. Engineer and Technol., Publ. EPA-625/6-82-006.

Murphy, C.B. et coll., 1983. "Bioaccumulation and Toxicity of Heavy Metals and Related Trace Elements." J. Wat. Pol. Contr. Fed. 55 (6): 816-22.

Neff, J.W., R.S. Foster and J.F. Slowey, 1978. "Availability of Sediment-adsorbed Heavy Metals to Benthos with Particular Emphasis on Deposit-feeding in Fauna." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-42.

O'Connor, T.P. and D.R. Kester, 1975. "Adsorption of Copper and Cobalt from Fresh and Marine Systems." Geochemics and Cosmochemics Acta 39: 1531-1543.

Palermo, M.R. et coll., 1978. "Guidelines for Designing, Operating and Managing Dredged Material Containment Areas." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Techn. Rept. DS-78-10.

Patrick, W.H., 1977. "Physiochemical Factors Regulating Solubility and Bioavailability of Toxic Heavy Metals in Contaminated Dredged Sediments." J. Environ. Sci. Health, A-12: 475-483.

Patrick, W.H. and R.P. Gambrell, 1976. "The Effect of pH and Redox Potential on Heavy Metal Chemistry in Sediment-water System Affecting Toxic Material Bioavailability." Proc. of Wodcon VII, San Francisco, p. 579-604.

Patrick, W.H., R.P. Gambrell and R.A. Khalid, 1977. "Physico-chemical Factors Regulating Solubility and Bioavailability of Toxic Heavy Metals in Contaminated Dredge Sediments." J. Env. Sci. Health-Env. Sci. Engin. 12 (9): 475-92.

Pavlou, S.P. and R.N. Dexter, 1980. "Thermodynamic Aspects of Equilibrium Sorption of Persistant Organic Molecules the Sediment-seawater Interface: A Framework for Predicting Distributions in the Aquatic Environment." In Contaminants and Sediment (Vol. 2), Baker, R.A. ed., Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, p. 323-332.

Peddicord, R.K., 1980. "Direct Effects of Suspended Sediments on Aquatic Organisms, p. 501-536." In Contaminants and Sediments, Baker, R.A., ed., Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Mich., p. 501-536.

Peddicord, R.K., V.A. McFarland, D.P. Belfiori and T.E. Byrd, 1975. "Effects of Suspended Solids in San Francisco Bay Organisms." U.S. Army Eng. District, San Francisco, Dredged Disposal Study, app. G.

Peddicord, R.K. and V.A. McFarland, 1978. Effects of Suspended Dredged Material on Aquatic Animals. Prepared by the Univ. of California, Bodega Marine Laboratory for U.S. Army Engineers Waterways Exp. Stn., Tech. Rept. D-78-29.

Phillips, D.J., 1977. "The Use of Biological Indicator Organisms to Monitor Trace Metal Pollution in Marine and Estuarine Environments, a Review." Wat. Poll. 13: 281-317.

Phillips, D.J. 1980. "Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metals and Organochlorine Pollution." Applied Science Publ. Ltd., London, 488 p.

Piwoni, M.D., 1975. "Evaluation of the Elutriate Tests as a Method for Assessing the Pollutional Characteristics of Dredged Sediment Nutrient." Ph. D. Dissertation, Univ. Texas at Dallas, 199 p.

Prosi, F., 1979. "Bioavailability of Heavy Metals in Different Freshwater Sediments: Uptake in Macrobenthos and Biomobilization." In Internat. Conf. Management and Control of Heavy Metals in the Environment, London, p. 288-291.

Prater, B.L. and M.A. Anderson, 1977a. "A 96-hour Bioassay of Otter Creek, Ohio." J. Wat. Poll. Contr. Fed. 49: 2099-2106.

Prater, B.L. and M.A. Anderson, 1977b. "A 96-hour Sediment Bioassay of Duluth and Superior Harbor Basins (Minnesota) Using Hexagenia limbata, Asellus communis, Daphnia magna, Pinephales promelas, as Test Organisms. Bull. Env. Contam. Toxic 18: 159-169.

Prater, B. and R.A. Hoke, 1980. "A Method for the Biological and Chemical Evaluation of Sediment Toxicity." In Contaminants and Sediments, Baker, R.A., ed., , Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Mich., p. 483-499.

Reimers, R.S. et coll., 1979. "Sorption Phenomenon in the Organics of Bottom Sediments." In Chemical Concepts in Pollutant Behaviour, by John Wiley and Sons, Toronto, p. 117-130.

Reuter, J.H. and E.M. Perdue, 1977. "Importance of Heavy Metals and Organic Matter Interaction in Natural Waters." Geochimica and Cosmochimica Acta, 325-344.

Roche Associés Ltée, 1980. "Guide relatif au dragage et à l'élimination des sédiments contaminés dans le St-Laurent." Serv. protection de l'environnement, 2 volumes.

Roche Associés Ltée, 1984. "Guide pour un examen environnemental préalable des projets de génie maritime dans le fleuve St-Laurent" (texte préliminaire). Environnement Canada, Direction générale, Région du Québec, 62 p.

Rochon, René, 1984. "Guide de référence pour l'évaluation préalable des répercussions environnementales consécutives à des projets de dragage" (texte préliminaire). Env. Can., Serv. prot. env., Région du Québec, 79 p.

Schnoor, J.L., A.R. Giaquinta, C. Sato, C.P. Robinson and D.B. McDonald, 1982. "Suspended Sediments Dispersion and Desorption of Toxics from Dredged Sediments." Iowa Inst. Hydraulic Res., Univ. Iowa, Iowa City, II Rept. nº 249.

Serodes, J.B. et coll., 1978. "Qualité des sédiments de fond du fleuve St-Laurent entre Cornwall et Montmagny." Rapp. tech. nº 15, préparé par la Direction régionale des Eaux intérieures, Env. Can. pour le Comité d'étude sur le St-Laurent.

Shuba, P.J. et coll., 1978. "Biological Assessment Methods to Predict the Impact of Open-water Disposal of Dredged Material." U.S. Army Eng. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-78-50.

Sly, P.G., 1977. "A Report on Studies of the Effects of Dredging and Disposal in the Great Lakes with Emphasis on Canadian Waters." Canada Center for Inland Waters, Scientific Series No. 77, 38 p.

Snitz, F.L. et coll., 1979. "Effects of Calcium and Sediment Concentration on the Release of Metals and Nutrients from Dredged Spoil Dispersion." In Aquatic Toxicology, L.L. Marking and R.A. Kimerle eds., ASTM STP 667, p. 322-341.

Stumm, W. and J.J. Morgan, 1970. Aquatic Chemistry. John Wiley and Sons, Toronto, 583 p.

Sustar et coll., 1977. "Dredged Disposal Study, San Francisco Bay and Estuary Main Report." U.S. Army Eng. District, San Francisco Corps of Engineers, 108 p.

Sydor, M., 1978. "Étude d'un modèle bi-dimensionnel pour le fleuve St-Laurent." Comité d'étude sur le fleuve St-Laurent, Rapport technique nº 16, 136 p.

Sweeney, R.A., 1978. "Aquatic Disposal Field Investigations: Ashtabula River Disposal Site, Ohio." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-42.

Swiss, J.J. et coll., 1982. "Limites de substances réglementées par l'annexe I de la Loi sur l'immersion en mer: aperçu général." Pêches et Océans Canada, Imm. en mer, Rapp. nº 3F.

Tarziwell, C.M., 1957. "Biological Problems in Water Pollution." U.S. Public Health Serv., R.A. Taft Sanit. Eng. Cent., Cincinnati, Ohio.

Technical Committee on Criteria for Dredged and Fill Material, 1977. "Ecological Evaluation of proposed Discharge of Dredged Material into Ocean Waters." Env. Prot. Agency and Corps of Engineers, 19 p. + annexes.

Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson, 1979. "Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals." Anal. Chem. Vol. 51(7).

Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson, 1980. "Trace Metal Speciation in the Yamaska and St. François Rivers (Québec)." Can. J. Earth Sci. 17: 90-105.

Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair, M. Bisson et H. Boucher, 1982. "Évaluation de l'impact de rejets miniers sur des organismes biologiques." INRS (eau).

Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson, 1982. "Particulate Trace Metal Speciation in Stream Sediments and Relationships with Grain Size: Implications for Geo-chemical Exploration." J. Geochemical Exploration, 16: 77-104.

Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair et M. Bisson, 1984. "Relationships Between the Partitioning of Trace Metals in Sediments and their Accumulation in the Tissues of the Freshwater Mollusc Elliptio Complenata in a Mining Area." Can. J. Fish. Aquat. Sci., (accepté: sous presse).

Tessier, A. et P.G.C. Campbell, 1984. "Partitioning of Trace Metals in Sediments: Relationships with Bioavailability." Paper presented at the international Workshop on In-situ Sediment Contaminants, Aberystwyth, Wales, U.K., August 20-24, 1984.

Tinsley, I.J., 1979. Chemical Concepts in Pollutant Behaviour. John Wiley and Sons, Toronto, 765 p.

Vigneault, Y. et coll., 1978. "Plan d'utilisation des matériaux dragués dans le fleuve St-Laurent." Annexe nº 6, préparé par la Direction régionale des Eaux intérieures, Env. Can., pour le Comité d'étude sur le St-Laurent.

Walker, R.L. and Partners, 1974. "Identification of Pollution Potential from Dredging Operations in the Great Lakes, vol. II: Detailed Report." Env. Can., EPS, March 1974.

Walton, A., 1980. "Méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sédiments marins et des matières draguées." Pêches et Océans Canada, Immersion des déchets en mer, rapp. nº 1, 75 p.

Wright, T.D., 1978. "Aquatic Dredged Material Disposal Impacts." U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. DS-78-1.

Wyeth, R.K. and R.A. Sweeney, 1978. "Aquatic Disposal Field Investigation, Ashtabula River Disposal Site, Ohio." U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Tech. Rept. D-77-42.

ANNEXE

PRINCIPALES RÉFÉRENCES POUR LES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX ET DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE

Anonyme, 1979. Analytical methods manual. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch.

Anonyme, 1979. Environmental laboratory manual, Depart. of Environment, Environmental Protection Service and Department of Fisheries and Oceans (Pacific Region), Fisheries and Marine Service.

APHA, AWWA and WPCF, 1975. "Standards methods for the examination of water and wastewater", 14th Edition, Washington, 1193 p.

Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST), 1979. "Les méthodes d'analyse du mercure", Ministère de l'Environnement du Québec, 204 p.

Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST), 1979. "Les méthodes d'analyse du mercure dans l'eau, les sédiments, les boues, les sols et les milieux biologiques, l'air et les hydrocarbures." Gouvernement du Québec, Service de la protection de l'environnement, 204 p.

Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST), 1980. "Les méthodes d'analyse des pesticides organochlorés et des biphényles polychlorés." Comité de normalisation des méthodes d'analyse, Gouvernement du Québec, 184 p.

Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST), 1981. "Projet de normalisation: les méthodes d'analyse du cadmium, chrome, cobalt, cuivre, fer, manganèse, nickel, plomb et zinc dans l'eau, les sédiments, les milieux biologiques et l'air." Ministère de l'Environnement du Québec, 184 p.

Environmental Monitoring and Support Laboratory, 1982. "Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater", Env. Port. Agency, Office Research and Development, Cincinnati, Publ. EPA 600/4-82-029.

EPA/Corps of Engineers Technical Committee on Criteria for Dredged and Fill Material, 1977. "Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredged Material into Ocean Waters." Env. Effects Laboratory, U.S. Army Eng. Wat. Exp. Stn., Vicksburg, Miss.

Loring, D.H. and R.R. Rantala, 1977. "Geochemical Analysis of Marine Sediments and Suspended Particulate Matter", Fish. Mar. Serv., Tech. Rept. No. 700, 58 p.

Mooij, H., R.D. Cameron et E.E. McDonald, 1975. "Méthodes d'analyse du lessivat des lieux de décharge", Pêches et Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, publ. EPS-4-EC-75-2-F, 36 p.

Plumb, R.N., 1981. "Procedures for Handling Chemical Analysis of Sediment and Water Samples." EPS/U.S. Army Corps of Engineers, Tech. Rept. EPA/CE 81-1.

U.S. Environmental protection agency, 1974. "Methods for chemical analysis of water and wastes." EPA National Environmental Research Center, Analytical Quality Control Laboratory, Cincinnati, Ohio, publ. EPA-625/6-74-003.

Walton, A., 1980. "Méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sédiments marins et des matières draguées." Pêches et Océans Canada, Immersion des déchets en mer, rapport nº 1F, 78 p.

GLOSSAIRE

Absorption	Pénétration d'une substance à l'intérieur d'une autre
Adsorption	Rétention d'une substance à la surface d'un solide
Aérobie	Organisme ou processus chimique nécessitant la présence d'oxygène pour fonctionner ou se développer
Aire d'étude	Espace choisi en fonction de l'ampleur d'un projet pour identifier les composantes du milieu récepteur et évaluer les impacts du projet sur l'environnement
Aménagement	Ensemble des interventions à effectuer pour gérer l'exploitation d'un habitat de façon à obtenir le rendement le plus avantageux pour le mode d'exploitation envisagé
Amont	Partie d'un cours d'eau comprise entre un point considéré et la source
Aval	Partie inférieure d'un cours d'eau comprise entre un point donné et l'embouchure
Batture	Partie d'un rivage que la marée descendante laisse à découvert
Bathymétrie	Mesures des fonds d'un plan d'eau destinées à dresser des cartes des reliefs sous-marins
Benthos	Petits organismes aquatiques vivant au fond d'un cours d'eau (vers, mollusques, insectes, crustacés)
Bio-accumulation	Rétention sans cesse croissante d'une substance dans les tissus d'un organisme tout au long de son existence (le facteur de bio-concentration augmentant sans cesse)
Bio-amplification	Rétention d'une substance dans les tissus à des teneurs de plus en plus élevées au fur et à mesure que l'on s'élève dans la hiérarchie des organismes de la chaîne alimentaire
Bioconcentration	Rétention d'une substance dans les tissus d'un organisme au point que la teneur des tissus en cette substance surpasse la teneur du milieu ambiant en cette substance, à un moment donné de la vie de cet organisme
Biodisponibilité	Degré auquel un élément ou un composé peut être libéré par un substrat, devenant ainsi disponible pour les organismes vivants
Bioessais	Détermination de la teneur d'un élément nécessaire pour affecter un organisme-témoin dans des conditions particulières (Syn.: test biologique)
Boues	Matières solides précipitées et produites par le traitement des eaux usées

Communauté	Ensemble des populations d'organismes d'une région donnée
Concentration	Comme ce mot a des sens multiples et parfois mal définis selon qu'il s'agit de chimie, de biologie ou d'écologie, on lui a préféré des termes jugés plus précis, tels titre, teneur et bioconcentration
Contaminant	Matière solide, liquide ou gazeuse, micro-organisme, son, chaleur, odeur ou toute combinaison de l'un ou l'autre, susceptible d'altérer de quelque manière, la qualité de l'environnement (Loi de la qualité de l'environnement - Québec) Polluant qui figure sur une liste de produits dangereux, établie en vertu de la Loi sur les contaminants de l'environnement
Contrainte	Composante environnementale économique ou technique qui nuit ou gêne la réalisation d'un projet de façon optimale
DBO_5 (demande biologique en oxygène)	Quantité d'oxygène utilisée pour l'oxydation biochimique des matières organiques, en 5 jours, à 20 °C, en milieu aérobie
Dispersion	Processus d'éparpillement d'une substance concentrée à partir d'une source fixe ou constante
Eaux de ruissellement	Eaux de précipitation qui parviennent directement ou indirectement aux cours d'eau ou à d'autres nappes d'eau sous forme de ruissellement
Eaux réceptrices	Eaux de surface ou souterraines où sont rejetés les déchets traités ou non traités
EC_{50}	Voir teneur efficace moyenne
Écologie	Étude scientifique des relations des organismes entre eux et avec leur environnement
Écosystème	Unité écologique appartenant à la biosphère, composée d'éléments vivants, animaux et végétaux (dont le groupement s'appelle biocénose) et d'éléments inertes (dont le groupement s'appelle biotope)
Écotone	Zone frontière entre deux communautés biologiques (p. ex. la zone mixte d'une rivière habitée à la fois par des salmonidés (eaux froides d'amont) et les cyprinidés (eaux plus chaudes d'aval)
Édaphiques (adj.)	Se dit des facteurs liés au sol qui ont une influence sur la répartition des organismes
Effet infra-additif	Lorsque l'effet obtenu de la combinaison de deux ou plusieurs éléments est inférieur à la somme des effets individuels de chacun des éléments

Effet supra-additif	Lorsque l'effet obtenu de la combinaison de deux ou plusieurs éléments est supérieur à la somme des effets individuels de chacun des éléments
Endémique (adj.)	Qualifie une unité taxinomique (espèce, genre, famille, etc...) ou un phénomène limité à une aire particulière, soit à la suite d'une régression (endémique relique), soit au début d'une extension (néo-endémique)
Érosion	Usure du sol et de la roche par l'eau, le vent, la glace et la gravité, ou à cause d'interventions de l'homme (agriculture, urbanisation)
Espèce en danger	Espèce indigène dont l'existence est menacée d'extinction immédiate dans une portion importante ou dans l'ensemble de son aire de distribution à la suite de l'intervention de l'homme
Espèce menacée	Espèce indigène qui pourrait devenir menacée si les facteurs qui la rendent vulnérable ne sont pas corrigés
Espèce rare	Espèce indigène qui, en raison de ses caractéristiques biologiques, de son aire marginale ou de toute autre circonstance, n'existe qu'en très petit nombre ou dans des régions très restreintes sans pour autant être menacée
Estuaire	Partie aval du lit d'une rivière où se font sentir les marées (près de l'embouchure): on y retrouve un mélange d'eau douce et salée
Étude d'impact	a) Rapport écrit mettant en relief les avantages, les inconvénients et les implications à court, moyen et long termes, de l'organisation projetée d'un milieu; b) Étude préalable à la réalisation d'aménagement ou d'ouvrages qui, par leur envergure ou leurs incidences sur le milieu naturel peuvent porter atteinte à ce dernier
Environnement	Ensemble, à un moment donné, des agents physiques, chimiques, biologiques et des facteurs sociaux susceptibles d'avoir un effet direct ou indirect, immédiat ou à terme, sur les êtres vivants et les activités humaines (définition du Conseil international de la langue française, 1970). Tout le complexe des facteurs climatiques, édaphiques et biotiques qui agissent sur un organisme ou une communauté écologique et qui détermine sa forme et sa survie; la somme des conditions sociales et culturelles (coutumes, lois, langage, religion, organisation économique et politique) qui influence la vie d'un individu ou d'une communauté (Webster's Third New International Dictionary). L'eau, l'atmosphère et le sol ou toute combinaison de l'un ou l'autre ou, d'une manière générale, le milieu ambiant avec lequel les espèces vivantes entretiennent des relations dynamiques (Loi de la Qualité de l'Environnement du Québec, L.R.Q., chap. Q-2, 1979, art. 1).

Faune	Ensemble des animaux qui vivent dans une région
Faune avicole	Population des oiseaux d'un milieu donné
Faune piscicole	Population des poissons d'un milieu donné
Floculation	Processus physico-chimique par lequel la matière organique ou inorganique ou les deux forment des agrégats qui peuvent être retirés d'une suspension
Flore	Ensemble des plantes d'un milieu donné
Fraie ou fraye (n.f.)	Ensemble des actes de la reproduction lors du rassemblement des sexes et de leurs pariades; également, la période de l'année où a lieu la reproduction. Le frai désigne l'ensemble des oeufs d'un poisson ou l'ensemble des jeunes poissons
Frayère	Endroit où les poissons déposent leurs oeufs (le terme englobe tout le milieu spatial où s'effectue la ponte et non pas seulement le fond du cours d'eau)
Habitat	Environnement immédiat propre à la vie d'une espèce animale ou végétale
Hydrologie	Science qui traite des propriétés mécaniques, physiques et chimiques des eaux marines et continentales
Impact écologique	Effet direct sur l'environnement et retombées socio-économiques de l'implantation, de la construction, de l'exploitation et de l'entretien d'un projet
Invertébrés	Animaux dépourvus de colonne vertébrale (ex.: insectes, crustacés, mollusques)
LC_{50}	Voir teneur létale moyenne
Lit	Partie d'un lac ou d'un cours d'eau que les eaux recouvrent habituellement
Littoral	Partie d'un lac ou d'un cours d'eau qui s'étend depuis la ligne naturelle des hautes eaux vers le centre du plan d'eau jusqu'à une profondeur correspondant à la limite de croissance des plantes aquatiques
Marais	Nappe d'eau stagnante généralement peu profonde recouvrant un terrain partiellement envahi par la végétation
Marécage	Lieu inculte et humide, à flore particulière, où s'étendent des marais
Mesure de compensation	Mesure touchant les ayants droit et visant à corriger, à dédommager et à compenser des impacts résiduels d'un projet sur l'environnement

Mesure de mitigation	Mesure visant à atténuer ou à diminuer les impacts d'un projet sur l'environnement
Mesure de prévention ou de protection	Mesure visant à préserver l'environnement des impacts potentiels d'un projet sur l'environnement
Nappe phréatique	Nappe d'eau souterraine située le plus souvent au-dessus d'une couche de terrain imperméable (argile en particulier)
Niche écologique	Place occupée par une espèce végétale ou animale dans un écosystème en fonction de ses relations avec son environnement
Normalité géochimique	Présence de certaines substances dans les sédiments en teneurs caractérisant l'époque précédant l'industrialisation des dernières décennies
Organismes benthiques	Voir: Benthos
Peuplement	Ensemble des organismes appartenant aux règnes animal et végétal qui vivent dans un habitat donné
Phénologie	Étude de la périodicité ou de la succession des organismes dans un milieu donné
Phytoplancton	Plantes, généralement microscopiques, flottant librement dans les eaux d'une rivière, d'un lac ou de l'océan
Point de rupture de charge	Lieu où s'effectue un transbordement des sédiments (ex.: déchargement des barges au site de rejet en eaux libres)
Polluant	Matière solide, liquide, ou gazeuse, micro-organisme, son, chaleur, odeur ou toute combinaison de l'un ou l'autre, susceptible d'altérer de quelque manière la qualité de l'environnement
Population	Ensemble des individus de même espèce dans un milieu donné
Résistance	Capacité d'un milieu à réagir à une perturbation en l'intégrant à un nouvel état d'équilibre
Sauvagine	Oiseaux migrateurs des marais, des étangs ou des rivages marins (oies, canards)
Substance toxique	Substance qui, seule ou en combinaison avec d'autres, lorsque mise en contact avec des organismes vivants, provoque de leur part une réaction spécifique ou non-spécifique, compromettant la réalisation de certaines fonctions physiologiques et pouvant, à la limite, entraîner la mort de l'organisme
Suivi environnemental	Action d'examiner si les travaux réalisés sont conformes aux recommandations de l'étude d'impact et à ce qui apparaît aux plans et devis, le tout en référence aux autorisations émises

Teneur	Quantité de matière solide, liquide ou gazeuse, rapportée à une masse ou à un volume d'autres matières dans lesquelles elle est en mélange, suspension ou dissolution
Teneur efficace moyenne	Dans le cas de la toxicité pour la micro-faune, il s'agit de la teneur à laquelle se produit, chez 50 p. 100 de la population, pour une durée d'exposition donnée, un effet tel que l'immobilisation, la perte de l'équilibre, une déficience de croissance ou même la mort. Abrév. TE 50
Teneur létale moyenne	Dans le cas de la toxicité pour l'animal, il s'agit de la teneur à laquelle meurent, au bout d'un temps donné, 50 p. 100 des animaux auxquels on a fait absorber une certaine quantité de substance. Abrév. TL 50.
Territoire	Chez les animaux, espace que s'approprie un individu, un couple, une communauté